Canada Manitoba

RAPPORT SOMMAIRE

Accord Canada-Manitoba sur l'étude et la surveillance de la pollution par le mercure dans le réseau de dérivation du fleuve Churchill

89-00509/

RAPPORT SOMMAIRE

Accord Canada–Manitoba sur l'étude et la surveillance de la pollution par le mercure dans le réseau de dérivation du fleuve Churchill

Canada Manitoba

ACCORD CANADA-MANITOBA SUR LE MERCURE
(Cette lettre est une traduction)

23 mars 1987

L'Honorable Gérard Lécuyer
Ministre
Environnement, Sécurité et Hygiène du Travail
Bureau 156, Palais législatif
Winnipeg (Manitoba)

L'Honorable Tom McMillan
Ministre
Environnement Canada
28e étage, Les Terrasses de la Chaudière
Hull (Québec)

Messieurs,

Nous sommes heureux de présenter le Rapport sommaire et les annexes techniques de l'Accord Canada-Manitoba sur l'étude et la surveillance de la pollution par le mercure dans le réseau de dérivation du fleuve Churchill.

Nous avons trouvé qu'il était très agréable de travailler avec les nombreuses personnes qui ont participé à l'élaboration de l'Accord. Leur dévouement aux objectifs de l'Accord, leur recherche de l'excellence scientifique, et leur esprit de collaboration ont rendu notre travail beaucoup plus facile.

Nous espérons que le rapport sommaire a permis de présenter les faits saillants des nombreuses études de l'Accord de façon objective et compréhensible.

Avec l'expression de notre profond respect

MEMBRES PROVINCIAUX :

N.B. Brandson (Coprésident)

M. Morelli

MEMBRES FEDERAUX :

R.A. Hale (Coprésident)

F.J.C. Josephson

RÉSUMÉ ANALYTIQUE

Le project d'aménagement hydroélectrique lac Winnipeg-Churchill-Nelson se trouve dans le nord du Manitoba, au Canada. Dans le cadre de ce projet complexe de grande envergure, environ 75 % du débit du fleuve Churchill a été dévié vers le fleuve Nelson. Cette dérivation qui a été achevée en 1977 a entrainé l'inondation d'immenses étendues de terre et provoqué l'érosion des berges du nouveau cours du fleuve Churchill.

On a décelé pour la première fois en 1978-1979 des concentrations élevées de mercure chez les poissons des lacs le long du nouveau cours du Churchill lors des contrôles réguliers des prises commerciales. Cette situation était de nature à menacer la santé et le bien-être économique de la population de l'endroit et, pour cette raison, un accord fédéral-provincial a été conclu en vue d'étudier le problème.

Rien ne permet d'établir que les sources artificielles de mercure représentent un apport important de mercure dans le territoire visé par l'Accord. Les concentrations naturelles de mercure dans le sol, l'eau et les sédiments de ce territoire ne sont pas plus élevées que les concentrations mesurées dans d'autres endroits non pollués. Par contre, les concentrations de mercure chez les poissons pris dans le cours dévié du Churchill sont élevées comparativement aux concentrations antérieures, aux concentrations de mercure chez les poissons d'autres lacs du nord du Manitoba, ainsi qu'aux valeurs fixées par les directives canadiennes sur la concentration de mercure chez les poissons destinés à la consommation humaine.

De façon générale, les concentrations de mercure chez les habitants de South Indian Lake et de Nelson House (deux collectivités amérindiennes le long du nouveau cours du Churchill) se situent dans les limites normales de 0 à 20 parties par milliard dans le sang. On a toutefois décelé dans ces localités des concentrations de mercure au-dessus de la normale chez des femmes en âge de procréer, ce qui est inquiétant du fait de la grande sensibilité du foetus à l'empoisonnement par le mercure.

Les concentrations de mercure chez le vison et la loutre, mammifères qui se nourrissent de poissons, dans le territoire visé par l'Accord sont élevées comparativement à d'autres endroits du Manitoba, mais elles ne dépassent pas les niveaux de toxicité.

Le méthylmercure, forme prédominante sous laquelle le mercure est présent chez les poissons, est produit naturellement en petites quantités dans les milieux aquatiques. Le mercure sous cette forme est produit (méthylé) et détruit (déméthylé) par les bactéries; la production nette de méthylmercure est déterminée par les taux relatifs de méthylation et de déméthylation.

Les études aux termes de l'Accord ont démontré que les taux nets de méthylation étaient plus élevés dans les terrains inondés; elles ont également révélé qu'il existait une forte corrélation positive entre les taux nets de méthylation du mercure et les concentrations de mercure chez les poissons. Ces deux observations expliquent pourquoi, dans le territoire visé par l'Accord, ce sont les lacs les plus touchés par l'inondation qui renferment les poissons présentant les concentrations de mercure les plus élevées.

Les mêmes études ont montré que les facteurs les plus importants qui déterminent les taux de méthylation du mercure sont la quantité et le type de matériaux organiques inondés. On a établi, au moins pour ce qui est de la tourbe-mousse, qu'une quantité deux fois plus grande de matières organiques se traduit par une concentration de mercure deux fois plus élevée chez les poissons. Il a également été établi qu'une grande variété de matières organiques pouvaient stimuler la bioaccumulation de mercure chez les poissons, bien que l'effet puisse varier d'une matière à l'autre. Cela montre que l'inondation a une action très générale sur les concentrations de mercure chez les poissons.

La quantité d'oxygène présente est un autre facteur important qui influe sur les taux nets de méthylation du mercure; dans ce cas, il a été établi que la production nette de méthylmercure est plus élevée lorsque les concentrations d'oxygène sont très basses.

Rien ne permet de dire que les taux nets de méthylation du mercure sont en régression dans les secteurs inondés des lacs le long du cours dévié du Churchill. On estime qu'il faudra des décennies pour que les concentrations de mercure chez les poissons prédateurs de ces lacs reviennent à leur niveau antérieur (avant la mise en eau). Les concentrations de mercure chez le corégone du lac Southern Indian ont décliné par rapport aux sommets enregistrés après la mise en eau.

Les résultats de l'Accord et d'autres études effectuées récemment montrent que les concentrations élevées de mercure chez les poissons après la mise en eau constituent un problème généralisé; il faut tenir compte de façon explicite des concentrations élevées de mercure lors de la planification et de l'évaluation des coûts relatifs à tout projet futur d'aménagement de réservoir de retenue et de mise en eau.

EXECUTIVE SUMMARY

The Lake Winnipeg, Churchill-Nelson River Hydroelectric Development Project is located in northern Manitoba, Canada. One component of this large-scale complex project is the diversion of approximately 75% of the flow of the Churchill River into the Nelson River. This diversion, which became fully operational in 1977, has resulted in extensive areas of flooded terrain and eroding shorelines along the Churchill River Diversion route.

Elevated mercury levels in fish from the lakes along the Churchill River Diversion route were first detected in 1978/79 as part of the routine monitoring of commercial fish shipments. Concern about the possible impact of those elevated mercury levels on the health and economic livelihood of the local people led to a federal-provincial agreement to study the mercury problem.

There is no evidence that man-made sources of mercury are an important source of mercury in the Agreement area. The natural levels of mercury found in the soil, water, and sediment of the Agreement area are not elevated in comparison to the reported levels from other non-polluted areas. Yet the mercury levels in fish along the diversion route are elevated in comparison to historical levels, to the mercury levels in the fish from other northern Manitoba lakes, and to the Canadian guidelines for mercury levels in fish for human consumption.

Mercury levels in the people of South Indian Lake and Nelson House (the two native communities located along the diversion route) are generally within the normal range of 0–20 parts per billion in blood. However, the occurrence of mercury levels above the normal range in some women of childbearing age in these communities is cause for concern, because of the sensitivity of the fetus to mercury poisoning.

Mercury levels in mink and otter, which are fish-eating mammals, from the Agreement area are elevated in comparison to other parts of Manitoba but are below toxic levels.

Methyl mercury, the predominant form of mercury found in fish, is produced naturally in aquatic environments in small amounts. It is produced (methylated) and destroyed (demethylated) by bacteria. The net production of methyl mercury is determined by the relative rates of methylation and demethylation.

Agreement studies found that the net methylation rates were highest in areas of flooded terrain. Studies also showed a strong positive correlation between net mercury methylation rates and mercury levels in fish. These two findings explain why the lakes in the Agreement area that were the most extensively flooded contained fish with the highest mercury concentrations.

Agreement studies have shown that the most important factor affecting net mercury methylation rates is the amount and type of flooded organic material. It was found, at least in the case of moss-peat material, that a doubling of the amount of organic material resulted in a doubling of the amount of mercury which accumulated in the fish. It was also found that a wide variety of organic materials could simulate the bioaccumulation of mercury in fish, although they differed in their abilities to do so. This indicates that the effect of flooding on mercury levels in fish is a general response.

Another important factor affecting net mercury methylation rates is the amount of oxygen present. It was found that the net production of methyl mercury was higher when oxygen levels were very low.

There is no indication that net mercury methylation rates are declining in the flooded areas of the lakes along the Churchill River Diversion route. It is estimated that it will take decades for the mercury levels in the predatory fish from these lakes to return to historical (pre-impoundment) levels. The mercury levels in the whitefish from Southern Indian Lake have declined from their recorded post-impoundment peak.

The results of the Agreement and other recent studies indicate that elevated mercury levels in fish following impoundment is a widespread problem. Elevated mercury levels must be considered explicitly in the planning and costing of all future impoundment/reservoir projects.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
Lettre d'accompagnement	iii
Résumé analytique	v
Executive Summary	vii
Liste des figures	x
Unités	xiii
CHAPITRE 1 - INTRODUCTION	
Région étudiée	1
Caractéristiques	1
Projet hydroélectrique	2
Modifications du milieu	3
Accord	6
Sources de mercure	10
CHAPITRE 2 - MERCURE ET POISSONS	
Introduction	13
Concentrations de mercure chez les poissons	13
Caractéristiques des poissons influant sur les concentrations de mercure	18
Concentrations de mercure et inondations	20
CHAPITRE 3 - MÉTHYLATION ET DÉMÉTHYLATION DU MERCURE	
Mercure	25
Mercure dans les sédiments, le sol et les végétaux	25
Mercure dans l'eau	25
Biodisponibilité du mercure	27
Processus de méthylation	28
Matières organiques	29
Agents nutritifs minéraux	31
Sediments (argile)	31
Mercure dissous	33
Oxygène	38
pH	38
Température	40
Taux de méthylation et quantité de mercure chez les poissons	40
Rapport méthylation/déméthylation (M/D)	41
Absorption de mercure par les poissons	43

Page

CHAPITRE 4 - CONCENTRATIONS DE MERCURE CHEZ LES ÊTRES HUMAINS ET LES ANIMAUX

Introduction 47
Toxicologie du mercure 47
Programme d'analyses 47
Résultats du programme 49
South Indian Lake 49
Nelson House 49
Comparaison avec d'autres communautés autochtones 51
Information du public 53
Concentrations de mercure chez les mammifères 54

CHAPITRE 5 - DURÉE ET ÉTENDUE DU PROBLÈME DU MERCURE

Durée du problème 59
Étendue du problème 59
Mesures d'atténuation 63

CHAPITRE 6 - CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Conclusions 65
Recommandations 68

GLOSSAIRE 71

LISTE DES ANNEXES TECHNIQUES 73

LISTE DES PARTICIPANTS À L'ACCORD 74

PHOTOGRAPHIES 75

CARTE DE L'ACCORD 77

LISTE DES FIGURES

		Page
Figure 1.1	Situation géographique du réseau de dérivation du fleuve Churchill	2
Figure 1.2	Débits de cours d'eau avant et après la dérivation	4
Figure 1.3	Débits de cours d'eau et niveaux d'eau à certains endroits, 1972–1982	5
Figure 1.4	Débit du réseau de dérivation par rapport à d'autres cours d'eau	6
Figure 1.5	Augmentations de la surface des lacs de dérivation	7
Figure 1.6	Résumé des projets de l'Accord	8
Figure 1.7	Cycle du mercure	11
Figure 2.1	Concentrations de mercure chez les poissons de certains lacs du réseau de dérivation, 1985	13
Figure 2.2	Concentrations de mercure chez le corégone du lac Southern Indian et du lac Issett, 1975–1985	14
Figure 2.3	Concentrations de mercure chez le doré du lac Southern Indian et du lac Issett, 1975–1985	15
Figure 2.4	Concentrations de mercure chez le grand brochet du lac Southern Indian et du lac Issett, 1975–1985	16
Figure 2.5	Concentrations de mercure dans des échantillons de poissons de pêche commerciale, lac Southern Indian, 1971–1985	17
Figure 2.6	Concentrations de mercure chez les poissons de certains lacs de dérivation choisis, 1983–1985	17
Figure 2.7	Concentrations de mercure chez le grand brochet des lacs Sipiwesk et Split, 1970–1985	18
Figure 2.8	Concentrations de mercure chez les poissons provenant de lacs touchés et non touchés par l'inondation dans les mêmes bassins hydrographiques	19
Figure 2.9	Concentrations de mercure chez diverses espèces de poissons, 1983–1985	21
Figure 2.10	Relation entre les zones inondées classées et les concentrations de mercure classées chez les poissons	22
Figure 2.11	Relation entre les concentrations de mercure chez les poissons et l'étendue de l'inondation dans chaque lac	23
Figure 3.1	Concentrations de mercure dans les diverses composantes environnementales	26
Figure 3.2	Concentrations de mercure d'échantillons de mousse	27
Figure 3.3	Concentrations saisonnières de mercure dans le plancton net	28
Figure 3.4	Addition de matières organiques lors des expériences en limnoparcs (fond naturel), 1984	30
Figure 3.5	Addition de quantités variables de mousse dans les expériences en limnoparcs (fond naturel) 1982	31
Figure 3.6	Effet de différentes cellules algales sur la formation de méthylmercure	32

Figure 3.7 Effet de l'addition de mousse en milieux aérobie et anaérobie sur la protection de méthylmercure 33
Figure 3.8 Effet à court terme de l'addition de quantités variables de mousse sur la production de méthylmercure 34
Figure 3.9 Addition d'azote et de phosphore lors d'expériences en limnoparcs (fond en matière plastique), 1981 36
Figure 3.10 Addition de sédiments dans les expériences en limnoparcs, 1981 et 1982 36
Figure 3.11 Addition de mousse et de sédiments lacustres dans les expériences en limnoparcs (fond naturel), 1983 37
Figure 3.12 Addition de mercure dissous dans les expériences en limnoparcs (fond naturel), 1984 37
Figure 3.13 Concentrations d'oxygène dissous de divers lacs, 1984 38
Figure 3.14 Effet du pH sur la méthylation nette 39
Figure 3.15 Relation entre les taux de méthylation du mercure et les concentrations de mercure chez les poissons (données de l'étude), 1982 40
Figure 3.16 Taux saisonniers moyens de méthylation et rapports de méthylation/déméthylation pour les stations du bord et du large 42
Figure 3.17 Caractère saisonnier des rapports de méthylation/déméthylation pour les stations au bord de l'eau, 1984 43
Figure 3.18 Caractère saisonnier du rapport de méthylation/déméthylation pour les stations au large, 1984 44
Figure 4.1 Relation entre les concentrations de mercure dans les cheveux humains et le sang 48
Figure 4.2 Concentrations de mercure chez les habitants de South Indian Lake, 1977–1985 49
Figure 4.3 Répartition des concentrations de mercure chez les femmes en âge de procréer à South Indian Lake 50
Figure 4.4 Concentrations de mercure chez les habitants de Nelson House, 1976–1985 50
Figure 4.5 Répartition des concentrations de mercure chez les femmes en âge de procréer de Nelson House 51
Figure 4.6 Caractère saisonnier des concentrations de mercure chez les femmes de six communautés du Nord du Manitoba 52
Figure 4.7 Comparaison des concentrations de mercure de 11 communautés autochtones du Canada, 1971–1986 53
Figure 4.8 Concentrations de mercure dans les tissus hépatiques des visons du Manitoba, 1982–1985 55
Figure 4.9 Concentrations de mercure dans les tissus hépatiques des loutres du Manitoba, 1982–1985 55
Figure 4.10 Concentrations de mercure dans les peaux de petits mammifères de la région visée par l'Accord, 1984 56
Figure 5.1 Taux spécifiques de méthylation, baie Methyl, lac Southern Indian, 1982–1985 60

Figure 5.2 Taux spécifiques saisonniers moyens de méthylation du mercure (M) et de déméthylation du méthylmercure (D) et rapport M/D pour les sites étudiés, 1984 61

Figure 5.3 Taux spécifiques saisonniers moyens de méthylation du mercure (M) et de déméthylation du méthylmercure (D) et rapport M/D pour les sites étudiés, 1985 62

Figure 5.4 Extrêmes des concentrations moyennes de mercure chez les poissons, après pondération pour la longueur, dans les réservoirs de La Grande 2 et Opinaca, au Québec. 62

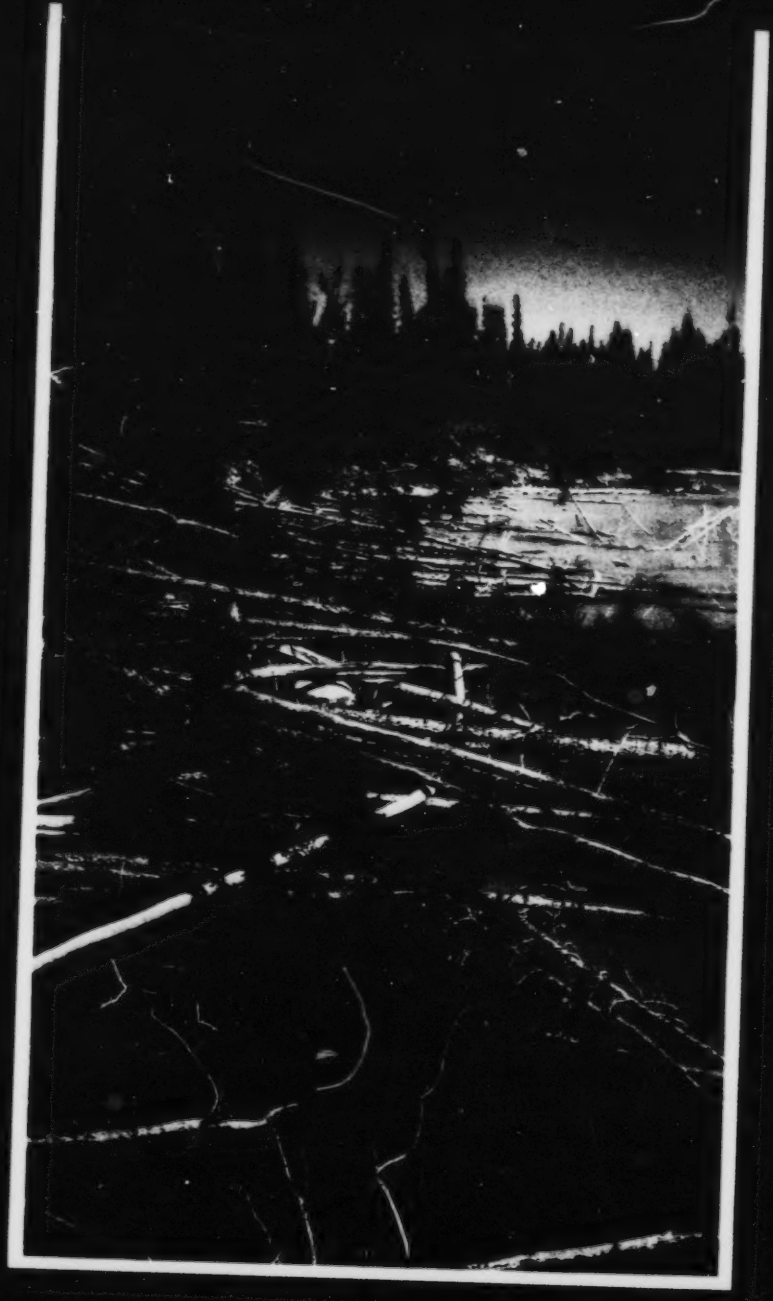
UNITÉS

Les unités couramment utilisées pour exprimer les concentrations de mercure varient en fonction de la composante de l'environnement. Pour aider le lecteur à comprendre les diverses unités employées dans le présent rapport, voici quelques brèves définitions :

ppm	=	parties par million
ppb	=	parties par milliard
1 ppm	=	1000 (ou 10^3) ppb
1 g	=	1 gramme
1 μg	=	1 microgramme = 10^{-6} gramme
1 ng	=	1 nanogramme = 10^{-9} gramme
$\mu g \cdot g^{-1}$	=	microgrammes/gramme
$\mu g \cdot L^{-1}$	=	microgrammes/litre
$1\ \mu g \cdot g^{-1}$	=	1 ppm
$1\ \mu g \cdot L^{-1}$	=	1 ppb
$1\ \mu g \cdot kg^{-1}$	=	1 ppb

Les autres unités utilisées dans le présent rapport sont les suivantes :

1 km	=	1 kilomètre = 0.62 mille
$m^3 \cdot s^{-1}$	=	mètre cube par seconde
	=	35.31 pieds cubes par seconde
1 ha	=	1 hectare = 2.47 acres



CHAPITRE 1

INTRODUCTION

- RÉGION ÉTUDIÉE
- L'ACCORD
- SOURCES DE MERCURE

Dans la partie septentrionnale de la province du Manitoba coulent deux des plus grands fleuves de l'ouest du Canada, le Churchill et le Nelson. Le potentiel d'aménagement hydroélectrique de ces rivières est connu depuis le début du XX^{e} siècle. À la suite des études de faisabilité effectuées dans les années 1960, la décision d'entreprendre un projet hydroélectrique considérable a été prise en 1966.

Le projet d'aménagement hydroélectrique des fleuves Churchill-Nelson a entraîné des conséquences pour l'environnement, importantes à divers degrés. Certaines de ces conséquences ont été prévues, du moins leur nature, si ce n'est leur degré de gravité. Un des effets importants qui n'a pas été prévu était l'augmentation de la concentration de **mercure*** chez les poissons dans le cours dévié.

Les concentrations élevées de mercure chez les poissons des lacs du cours dévié ont soulevé des inquiétudes quant aux effets possibles sur la santé et le bien-être économique de la population crie locale. Ces préoccupations ont conduit à la signature de l'Accord Canada-Manitoba sur l'étude et la surveillance de la pollution par le mercure dans le réseau de dérivation du fleuve Churchill. Les programmes de recherche et de surveillance mis en oeuvre dans le cadre de cet Accord afin d'expliquer la présence du mercure le long du réseau de dérivation font l'objet du présent rapport.

Le chapitre 1 décrit la région étudiée, et particulièrement les modifications environnementales résultant de la mise en oeuvre du projet hydroélectrique. Le chapitre présente également un résumé des principaux éléments de l'Accord, et une étude des sources de mercure dans la région.

Le chapitre 2 fait l'étude du mercure chez les poissons dans la région envisagée. Le chapitre 3 donne les résultats des recherches sur les mécanismes qui ont conduit aux concentrations élevées de mercure chez les poissons. Le chapitre 4 porte sur les concentrations de mercure chez les habitants de la région étudiée, avec à la fin une section sur les concentrations de mercure chez les mammifères aquatiques. La durée et l'étendue du problème constitué par le mercure sont étudiées au chapitre 5. Le chapitre 6 présente les conclusions et les recommandations des études de l'Accord.

*Les termes techniques qui sont définis dans le glossaire sont mis en évidence à leur première apparition dans le texte.

RÉGION ÉTUDIÉE

Caractéristiques

Le fleuve Churchill parcourt plus de 1600 km depuis sa source dans la province de l'Alberta jusqu'à son embouchure dans la baie d'Hudson. Avant l'aménagement hydroélectrique, son débit à Missi Falls (la sortie du lac Southern Indian) était d'environ 1011 mètres cubes par seconde ($m^3 \cdot s^{-1}$) (une carte de la région visée par l'Accord se trouve à la fin du rapport).

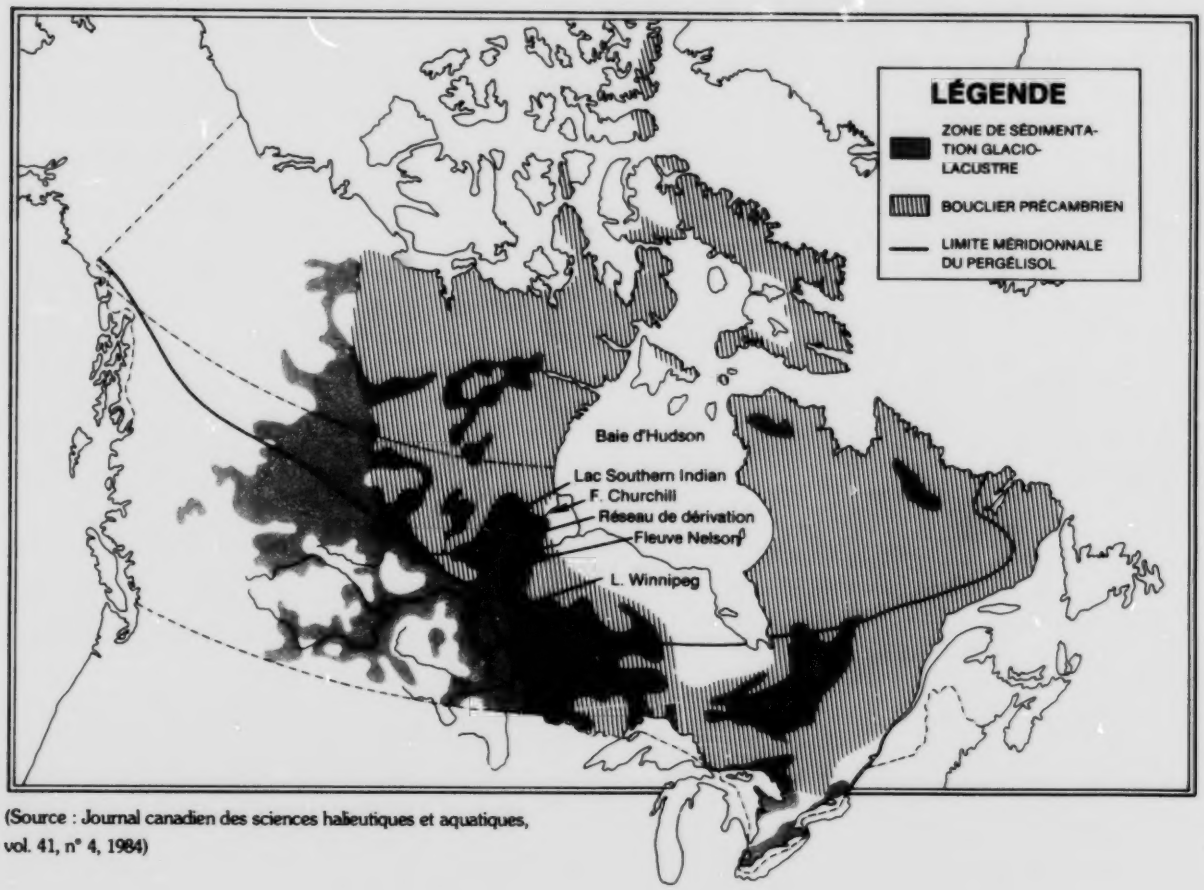
Le fleuve Nelson parcourt 600 km à partir de sa source à la sortie du lac Winnipeg jusqu'à la baie d'Hudson, descendant en altitude d'environ 217 m, dont à peu près 152 m en aval du lac Split. Le débit moyen du fleuve Nelson à sa source est approximativement de 1960 $m^3 \cdot s^{-1}$.

Le fleuve Nelson coule parallèlement au bassin inférieur du fleuve Churchill (à partir du lac Southern Indian jusqu'à la baie d'Hudson), et il est plus rapproché d'environ 160 km du centre de la demande en énergie dans le sud du Manitoba. Entre ces deux fleuves, près de l'extrémité sud du lac Southern Indian, coulent les rivières Rat et Burntwood. C'est par ces rivières qu'une fraction importante du débit du fleuve Churchill a été déviée vers le fleuve Nelson, et c'est cette région, appelée ici réseau de dérivation du fleuve Churchill, qui est principalement visée par les études de l'Accord. D'autres lacs du nord du Manitoba ont également été étudiés, bien que moins intensivement, à des fins de comparaison et de vérification pour les expériences en laboratoire et sur le terrain.

Le réseau de dérivation est situé dans le bouclier précambrien, à l'intérieur d'une zone de sédimentation **glacio-lacustre** (figure 1.1). Le climat de la région est continental, avec de longs hivers froids et des étés courts et frais. La végétation de la forêt boréale comprend l'épinette noire, le tamarac et le pin gris; il y a aussi des zones de feuillus, comme le tremble, le peuplier baumier et le saule. En outre, des gisements de tourbe et de mousse de sphaigne sont également communs dans la région. Le **pergélisol** recouvre toute la zone.

Deux collectivités amérindiennes, South Indian Lake et Nelson House, sont situées le long du réseau de dérivation. Nelson House, sur les rives du lac Footprint, est une réserve indienne comptant une population d'environ 1300 habitants. South Indian Lake, à l'est du lac Southern Indian, près de la baie South, a une population d'environ 700

Figure 1.1 **Situation géographique du réseau de dérivation du fleuve Churchill**



(Source : Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques, vol. 41, n° 4, 1984)

habitants. Les habitants des deux collectivités ont des liens économiques et culturels très étroits avec leurs milieux. La pêche, la trappe et la chasse traditionnelles continuent à représenter une partie importante de leur mode de vie. La municipalité de Thompson, située plus loin en aval sur le réseau de dérivation, est une collectivité minière d'une population d'environ 15 000 habitants.

Projet hydroélectrique

La dérivation du fleuve Churchill fait partie d'un important et complexe projet d'aménagement hydroélectrique, dont la capacité totale prévue est d'environ 8400 MW. Ce projet prévoit également la régulation des eaux du lac Winnipeg, ainsi que la construction et l'exploitation de 14 centrales électriques.

La dérivation du fleuve Churchill a été effectuée grâce à l'aménagement d'un barrage de régulation à la sortie naturelle du lac Southern Indian (Missi Falls) en 1976, et à l'élévation du niveau du lac d'environ 3 m au-dessus de la moyenne pour une longue période. L'eau provenant du lac Southern Indian s'écoule maintenant par un canal construit entre la baie South et le cours supérieur de la rivière Rat. Un barrage de régulation à la sortie du lac Notigi contrôle le débit vers l'aval de la vallée de la rivière Rat. Le barrage de régulation Notigi a été fermé en 1974, retenant les eaux de ruissellement locales jusqu'à égalisation des niveaux d'eau dans la vallée de la rivière Rat et dans le lac Southern Indian. Le canal de dérivation a été ouvert en 1976, cette dernière atteignant sa pleine capacité à la fin de 1977.

On peut dire en simplifiant que le réseau de dérivation commence au lac Southern Indian, se prolonge vers le sud par le canal de dérivation, dans les lacs Rat et Notigi, à travers le barrage de régulation de Notigi, jusque dans les lacs Wapisu, Threepoint et Wuskwatim. Puis, le réseau s'étend le long de la rivière Burntwood, au-delà de Thompson, pour finalement rejoindre le fleuve Nelson au lac Split.

Le permis d'exploitation de l'Hydro-Manitoba précise que le débit dans le réseau de dérivation ne doit pas dépasser 850 $m^3 \cdot s^{-1}$. Une décharge minimale doit également être maintenue à Missi Falls. Le résultat net est qu'environ 75 % du fleuve Churchill a été dérivé pour s'écouler vers le sud jusque dans la vallée inférieure du fleuve Nelson. Le débit annuel combiné des fleuves Churchill et Nelson dans le cours inférieur du Nelson, où la majeure partie de l'énergie hydroélectrique sera produite, est d'environ 3500 $m^3 \cdot s^{-1}$.

L'ensemble de la dérivation a sensiblement modifié les niveaux antérieurs des lacs ainsi que les débits des cours d'eau, comme le montrent les figures 1.2, 1.3 et 1.4. La figure 1.2 montre schématiquement les réseaux hydrographiques des rivières avant et après la dérivation. La figure 1.3 illustre les variations de certains débits de cours d'eau et de niveaux de lacs immédiatement avant et après la dérivation. La figure 1.4 donne un aperçu de l'importance de la dérivation par rapport aux débits d'un certain nombre de cours d'eau.

Modifications du milieu

Les modifications environnementales le long du réseau de dérivation sont très variables, particulièrement entre le lac Southern Indian et le réservoir Notigi.

Le lac Southern Indian, dont le niveau a augmenté d'environ 3 m, a également vu sa surface totale croître de 21 %, soit 2391 km^2, à partir de 1977. Bien que toutes les régions aient connu la même augmentation du niveau des lacs, l'accroissement relatif dans les zones inondées variait d'une région à l'autre en raison de différences topographiques locales.

L'augmentation du niveau des lacs a entraîné un changement important en ce qui concerne le type de matériaux du côté de la rive soumis à l'érosion. Après l'inondation, le pourcentage de rive constituée d'assise rocheuse est passé de 88 % à 14 %, alors que le pourcentage de rive d'argile glaciolacustre, soumise aux effets du pergélisol, a augmenté. L'érosion des rives était donc très forte, et il y avait d'importantes concentrations de sédiments en suspension dans les lacs.

Les eaux de dérivation du fleuve Churchill et la retenue des eaux de ruissellement locales ont entraîné une augmentation de l'altitude de la surface de la plupart des lacs d'environ 10 m dans la zone du bassin d'admission de Notigi. La plus forte augmentation du niveau d'eau (plus de 15 m) se situait dans le lac Notigi, immédiatement au-dessus du barrage de régulation de Notigi, avec une augmentation de 435 % de la surface de ce lac (figure 1.5).

Contrairement au lac Southern Indian, le réservoir Notigi n'a connu que peu d'érosion de ses rives et, par conséquent, de faibles concentrations de sédiments en suspension. Mais, il y a beaucoup de végétation submergée et mourante. Le réservoir Notigi s'est comporté de façon plus normale que le lac Southern Indian, avec une période d'intense activité biologique et de croissance à tous les niveaux de la chaîne alimentaire. En 1974 et 1975, il y avait une carence très importante d'oxygène dans le réservoir Notigi. Mais, avec le début de la dérivation en 1976, les concentrations d'oxygène se sont améliorées partout sauf dans les zones de remous.

L'inondation le long de la partie inférieure du réseau de dérivation du fleuve Churchill n'a pas été aussi importante que dans le réservoir Notigi. Les niveaux d'eau en aval du barrage de régulation Notigi ont augmenté de 3 à 5 m par rapport aux hauteurs moyennes passées. L'augmentation des niveaux d'eau et des débits des cours d'eau a entraîné une érosion intensive des rives et de fortes turbidités.

Les différences mentionnées ci-dessus au sujet des conséquences environnementales dans le lac Southern Indian et dans le réservoir Notigi se sont révélées importantes si on considère leur effet ultime sur les concentrations de mercure chez les poissons. Le projet d'aménagement hydroélectrique et ses effets sur l'environnement ont été étudiés en détail et ont fait l'objet de rapports dans plusieurs publications. Notons deux références particulièrement intéressantes : Commission d'étude du lac Winnipeg, du fleuve Churchill et du fleuve Nelson, rapport sommaire (1975), et le Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques, vol. 41, nº 4, 1984.

Figure 1.2 **Débits de cours d'eau avant et après la dérivation**

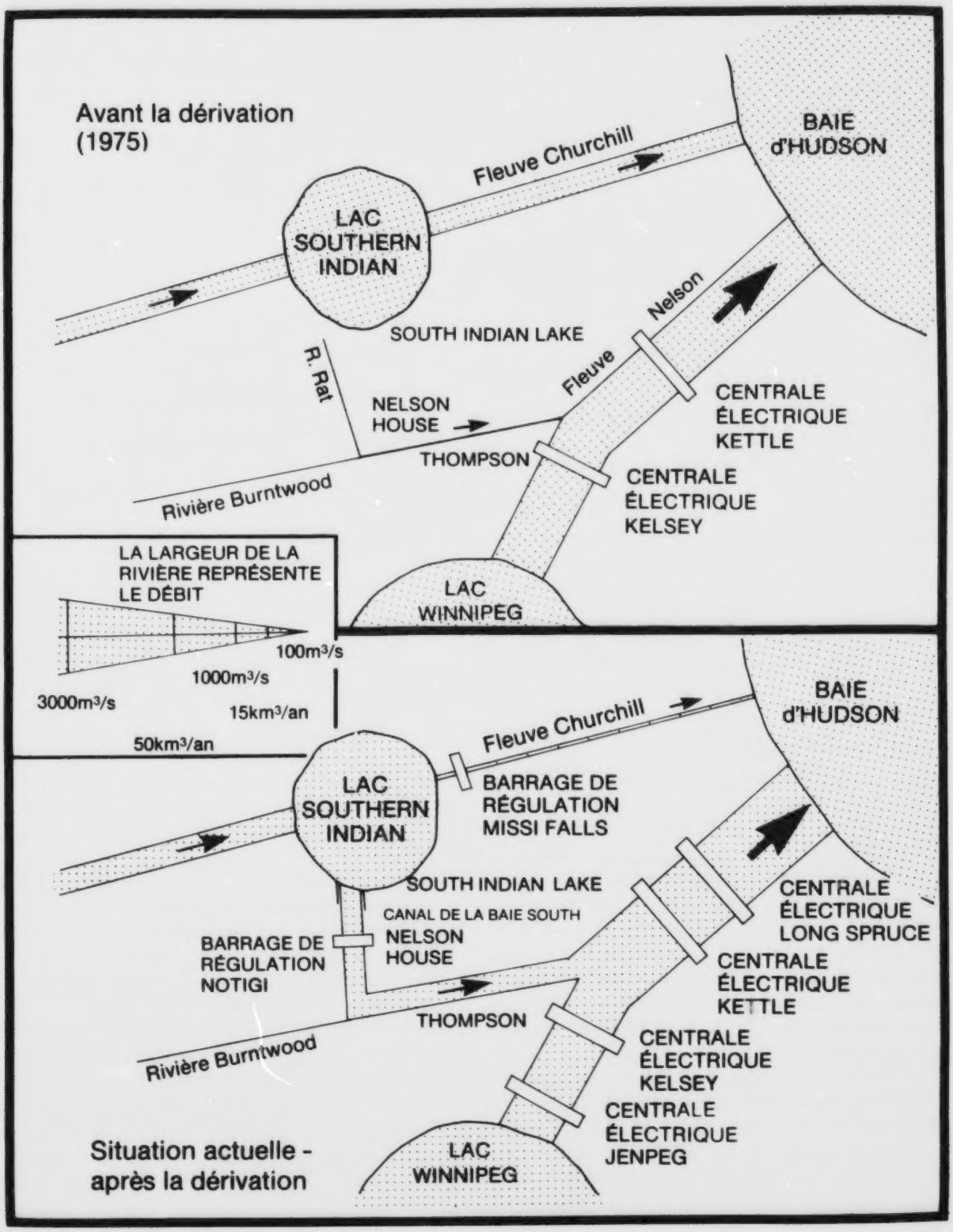
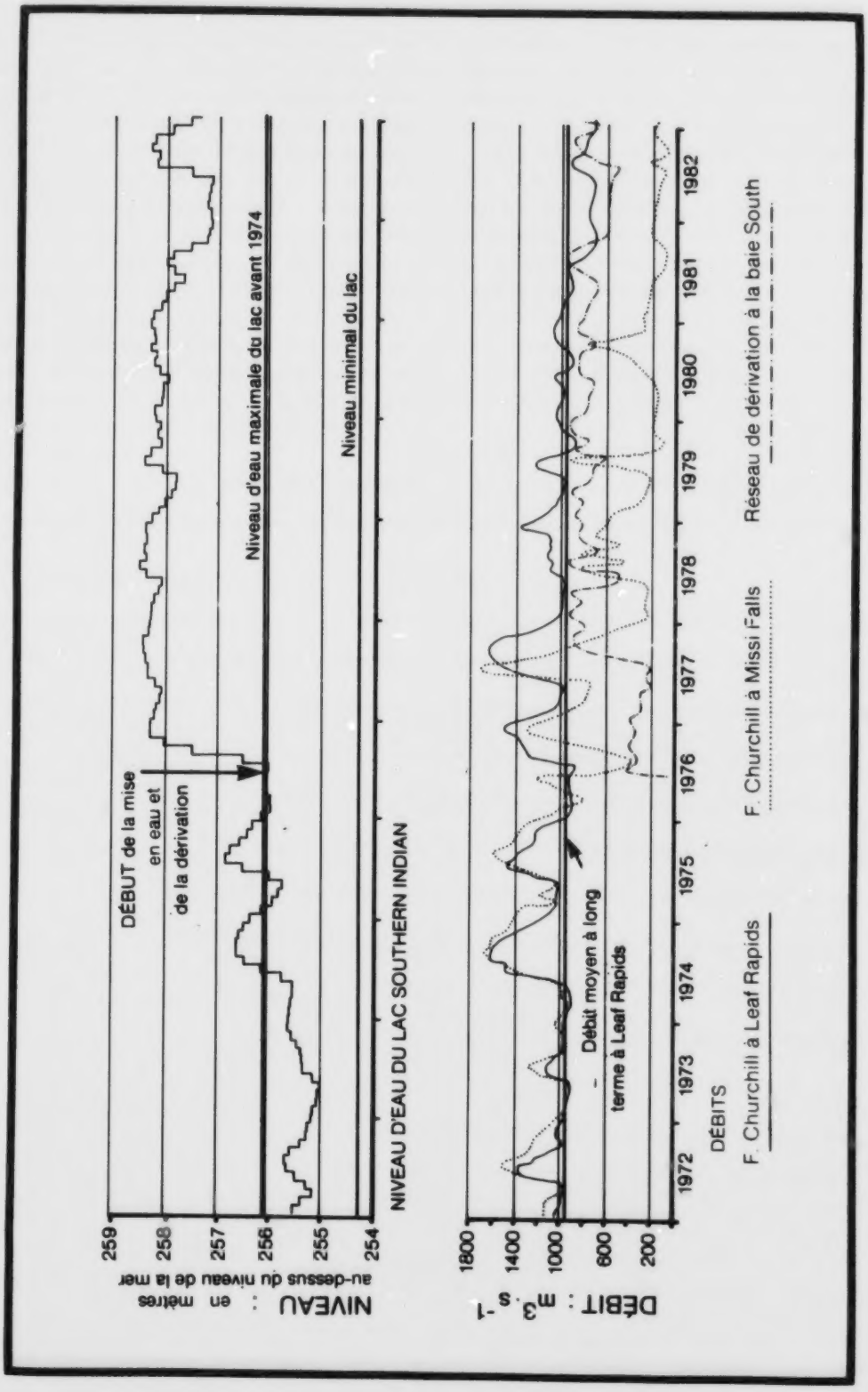


Figure 1.3 **Débits de cours d'eau et niveaux d'eau à certains endroits, 1972-1982**



ACCORD

L'échantillonnage régulier pour le mercure de prises commerciales de poissons dans les lacs du réseau de dérivation en 1977-1978 a amené à la découverte de concentrations élevées de mercure. Les concentrations de mercure chez les poissons de nombreux lacs étaient trop élevées – parfois jusqu'à 2 parties par million (ppm) – pour permettre leur vente sur le marché.

Une série d'échanges au sujet des concentrations élevées de mercure eut lieu en 1978 et 1979 entre des fonctionnaires des gouvernements du Canada et du Manitoba. Deux grandes questions sont alors demeurées sans réponse :

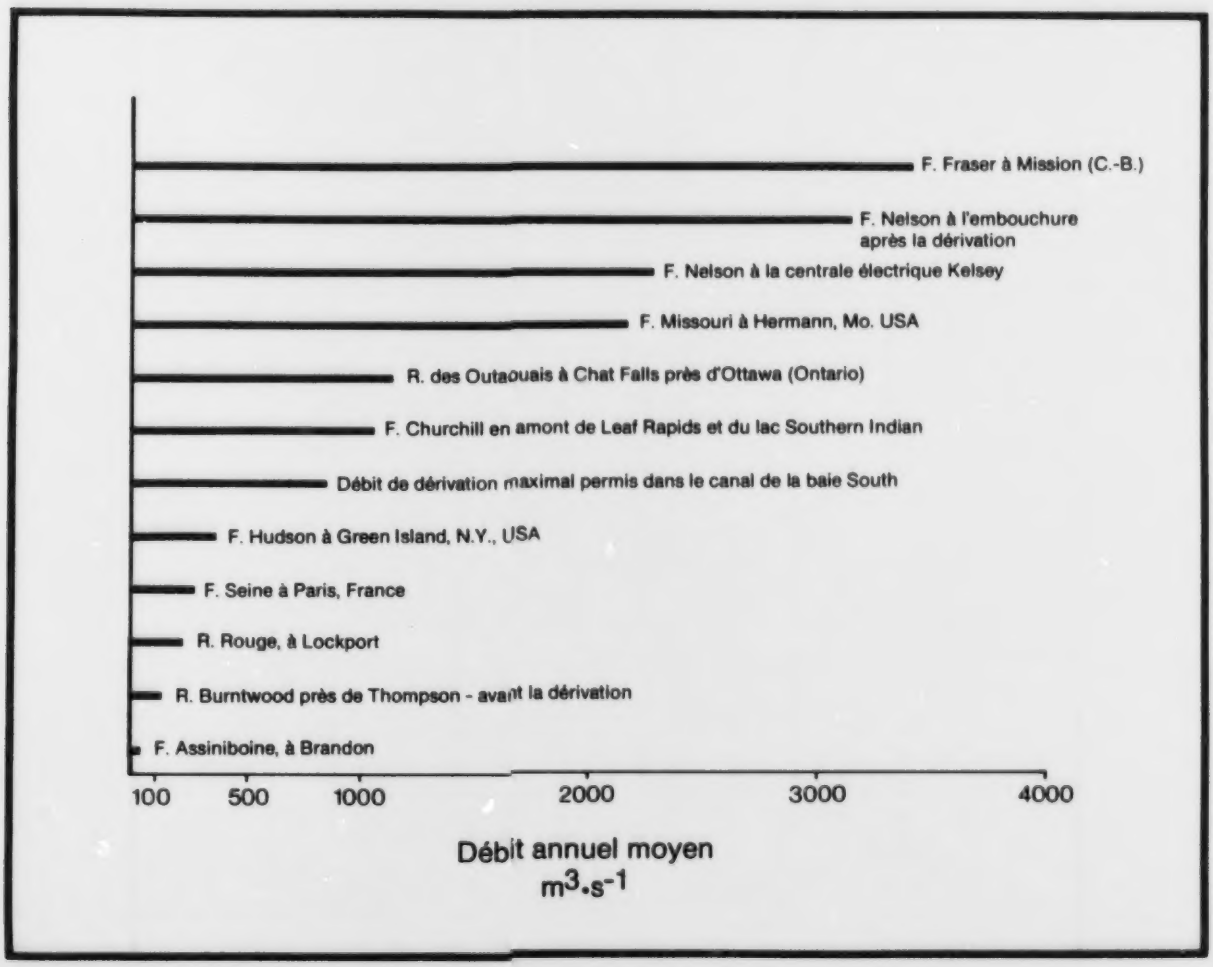
1) Existait-il un problème de mercure dans l'environnement du réseau de dérivation du fleuve Churchill?

2) S'il y avait un problème de cette nature, quelle était sa relation, si relation il y avait, avec le projet d'aménagement hydroélectrique?

Pendant que les échanges avaient lieu, une réclamation a été déposée en vertu de l'**Accord relatif aux crues dans le Nord**. Cette réclamation, déposée en avril 1981, énumérait un certain nombre de points relatifs à des problèmes de mercure dans la région du projet hydroélectrique. Le présent Accord examine de plus près certains de ces points.

L'Accord Canada-Manitoba sur l'étude et la surveillance de la pollution par le mercure dans le réseau de dérivation du fleuve Churchill, appelé Accord dans le présent rapport, a été signé le 10 mars 1983, avec effet de rétroactivité au 1er avril 1982. L'Accord quadriennal, avec un budget total

Figure 1.4 **Débit du réseau de dérivation par rapport à d'autres cours d'eau**



de 760 000 $, a été financé à parts égales par les gouvernements du Canada et du Manitoba.

Les objectifs de l'Accord étaient les suivants :

a) Effectuer des recherches sur les concentrations de mercure dans l'eau, les sédiments et la chaîne alimentaire aquatique le long du réseau de dérivation des fleuves Churchill et Nelson (si possible, par comparaison avec les concentrations dans une formation aquifère semblable dans le nord du Manitoba, qui n'a pas reçu de charge de mercure minéral par suite d'activités humaines, et qui n'a pas fait l'objet d'une dérivation).

b) Déterminer la ou les sources d'entrée du mercure dans le réseau de dérivation.

c) Rechercher le ou les mécanismes par lesquels le mercure est libéré et s'introduit dans la chaîne alimentaire.

d) Évaluer l'importance de ces phénomènes pour la gestion de l'eau dans l'avenir.

e) Tenir le public au courant du but, de l'état d'avancement et des résultats des études.

L'Accord a été divisé en quatre programmes majeurs : 1) Recherche et surveillance de la source du mercure et de sa mobilisation dans la chaîne alimentaire aquatique; 2) Étude et surveillance de la bioaccumulation du mercure par les chaînes alimentaires aquatiques; 3) Mesure et surveillance des concentrations de mercure chez les poissons et les autres animaux, et conséquences pour les humains; 4) Information et gestion. Ces quatre programmes ont été subdivisés en 14 projets. La figure 1.6 présente sommairement l'échéancier, les dépenses et l'organisme responsable pour chacun des projets de l'Accord. Les objectifs, les méthodes et les résultats des projets sont étudiés en détail dans les annexes techniques du présent rapport.

Figure 1.5 **Augmentations de la surface des lacs de dérivation**

	Surface (ha)			
Lac	Avant la mise en eau	Après la mise en eau	Augmentation en ha	% d'augmentation
Karsakuwigamak	1,788	3,868	2,080	116
Pemichigamau	2,018	3,937	1,919	95
Mynarski	1,963	3,631	1,668	85
Rat	7,881	16,405	8,524	108
Notigi	1,742	9,095	7,585	435
Wapisu	4,478	5,921	1,443	32
Macheewin	1,268	1,288	20	2
Osik	2,256	2,607	351	16
Footprint	2,015	2,807	772	38
Threepoint	4,494	6,626	2,132	47
Wuskwatim	4,789	4,907	118	2
Birch Tree	456	627	171	38
Mystery	904	1,166	262	78
Apussigamasi	1,433	2,235	802	64
Sipiwesk		34,570		20
Split	27,939	27,960	21	<1
Stephens	8,882	29,898	21,016	237

Figure 1.6 **Résumé des projets de l'Accord**

Accord Canada-Manitoba sur la pollution par le mercure
Durée, coût du projet, et organisme responsable

Nom et numéro du projet	1982	1983	1984	1985	1986	Organisme	Dépenses
1.1 Le mercure dans l'eau et les sédiments[4]	⊢	—	—	⊣		DGE	
1.2 Source et bilan des matières			⊢	—	⊣	BA	13,656.76
1.3 Mobilisation et méthylation	⊢	⊣				PO	38,069.01
2.1 Écosystèmes expérimentaux	⊢	—	⊣			PO	52,540.27
2.2 Processus de bioaccumulation	⊢	⊣				EC	29,423.62
2.3 Biogéochimie des sédiments	⊢	—	—	⊣		EC	52,576.38
2.4 Étude limnologique (et études sur les poissons)[2]		⊢	—	—	⊣	PO	210,500.00
3.1 Le mercure présent chez la faune			⊢	—	⊣	DGE	26,393.00
3.2 Études[4] sur les poissons commercialisés	⊢	—	—	—	⊣	PO	
3.3 Études sur les poissons (et guide pour la consommation de poisson)[3]	⊢	—	—	—	⊣	RN PO	148,176.19
3.4 Mercure dans les cheveux des Amérindiens[4]	⊢	—	—	—	⊣	SBES	
4.1 Sensibilisation du public		⊢	—	—	⊣	BA	12,506.19
4.2 Coordination et gestion de l'étude		⊢	—	—	⊣	BA	109,307.59
4.3 Rapport de l'étude					⊢ ⊣	BA	39,000.00 (E)
							732,149.01

Notes

1. Organisme responsable

EC	Environnement Canada
DGE	Division de la gestion environnementale du Manitoba
RN	Ministère des richesses naturelles du Manitoba
PO	Pêches et Océans Canada
SBES	Santé et bien-être social Canada
BA	Bureau de l'Accord

2. En 1984 et 1985, l'étude sur les poissons de PO a été effectuée dans le cadre du projet 2.4.
3. Il a été décidé de ne pas produire de guide pour la consommation de poisson; des conseils sur la consommation de poisson ont plutôt été fournis à titre individuel, selon la demande.
4. Les projets 1.1, 3.2 et 3.4 étaient des programmes ministériels en cours, qui n'ont pas été financés en vertu de l'Accord. Le projet 1.1 a été annulé à partir du 1er avril 1984.

La rivière Rat avant l'inondation
Hydro-Manitoba

Barrage de régulation Notigi
Hydro-Manitoba

Réservoir Notigi (1985)
Hydro-Manitoba

SOURCES DE MERCURE

Le mercure est largement répandu dans le monde; il est naturellement présent à l'état de traces dans l'air, l'eau, le sol, les plantes, ainsi que chez les animaux et les êtres humains. Le mercure peut également pénétrer dans l'environnement par suite des activités de l'homme. Une fois introduit dans l'environnement, qu'il provienne de sources naturelles ou artificielles, le mercure peut se déplacer d'un milieu à un autre (figure 1.7).

Le mercure peut exister sous différentes formes, avec des propriétés physiques et chimiques très variables, y compris différents niveaux de toxicité pour l'homme. Il peut y avoir transformation réciproque entre les diverses formes du mercure. Par exemple, on sait depuis la fin des années 1960 que le mercure minéral (la forme que l'on retrouve dans la roche de fond) peut être transformé dans les milieux aquatiques en **méthylmercure**, qui est la forme prédominante du mercure chez les poissons.

La caractérisation de la source de mercure était un facteur important dans la recherche des causes des concentrations élevées de mercure chez les poissons le long du réseau de dérivation. Une attention toute particulière a été apportée aux sources artificielles possibles, comme les activités industrielles, minières et agricoles.

Dans cette région, il n'y a pas d'activités agricoles ou industrielles qui peuvent être à l'origine de déversements de mercure, comme par exemple des usines de chlore-alcalis. Mais, à l'intérieur ou à proximité de la zone couverte par l'Accord, on exploite des mines et des fonderies.

Un certain nombre de mines en activité ou fermées sont situées près de Thompson, Lynn Lake, Flin Flon et Snow Lake. Les études sur le mercure présent dans l'eau et les sédiments près de mines dans le nord du Manitoba montrent que les effets du mercure provenant des résidus miniers se limitent à une petite zone dans le voisinage immédiat des résidus. Cela laisserait donc supposer que les résidus miniers ne contribuent pas de façon importante aux concentrations élevées de mercure chez les poissons, comme celles observées dans la région visée par l'Accord.

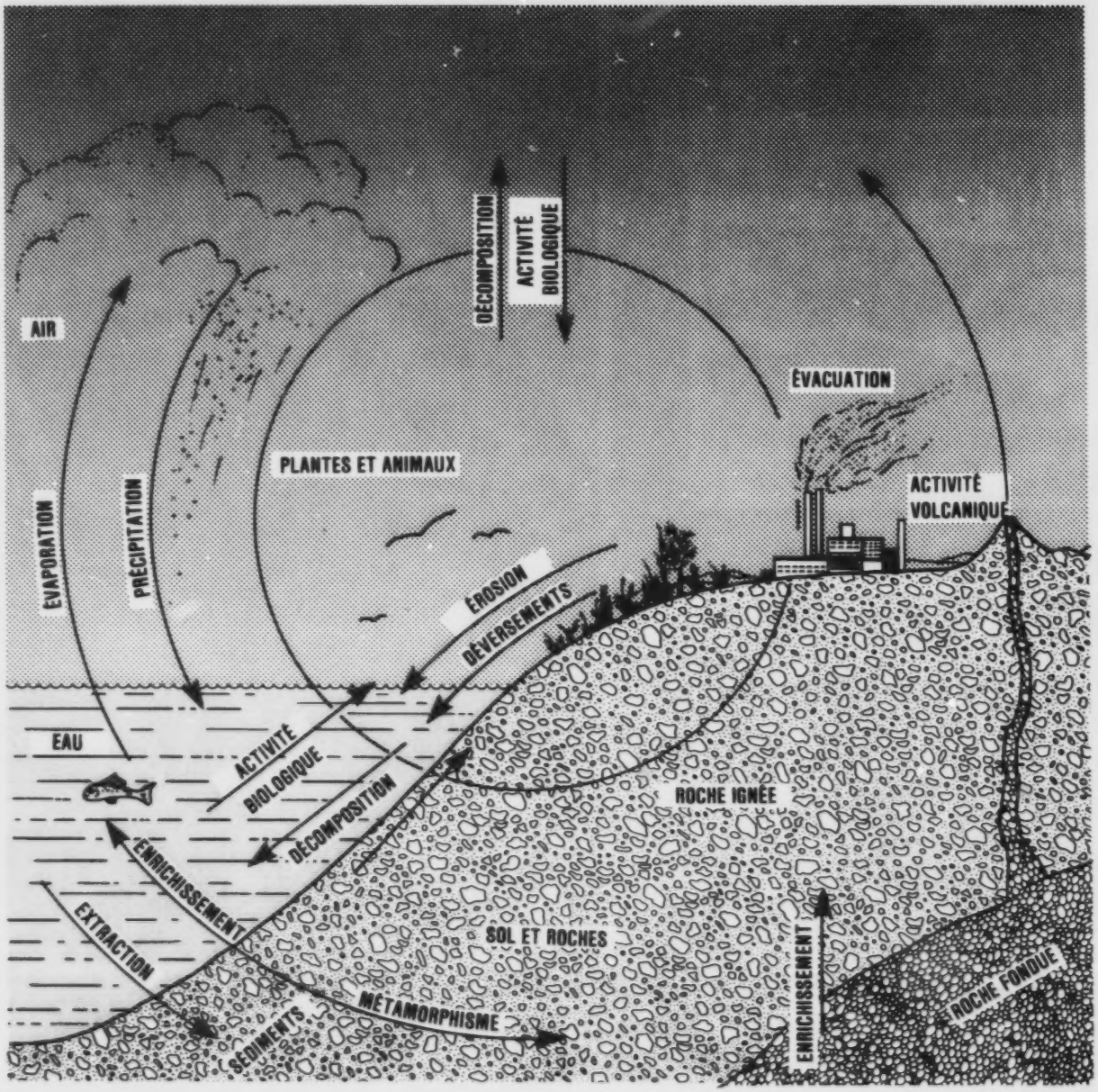
Les fonderies de métaux non précieux, qui peuvent contribuer de façon importante à la présence de mercure dans l'atmosphère, sont situées à Thompson et à Flin Flon. Les études sur les retombées atmosphériques provenant de ces fonderies montrent que leurs effets semblent se limiter à une zone s'étendant à moins de quelques dizaines de kilomètres des fonderies. Ces effets très limités, combinés à la situation des fonderies par rapport à la direction des vents dominants, indiqueraient qu'ils n'ont que peu ou pas de conséquences sur la concentration du mercure chez les poissons des lacs de la zone de dérivation.

Certaines rivières qui se jettent dans les fleuves Churchill et Nelson ont connu des problèmes de mercure dans le passé. Cependant, rien ne prouve que ces rivières ont contribué de façon importante aux fortes concentrations de mercure chez les poissons de la région visée par l'Accord.

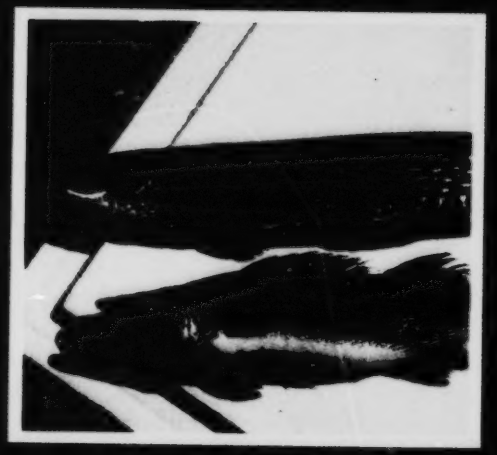
Les roches **volcaniques** de la région renferment des concentrations élevées de mercure, comparativement aux autres types de roches dans la même région et à des roches similaires dans d'autres parties du Canada. Les concentrations sont particulièrement élevées lorsqu'il s'agit de minéraux de sulfures.

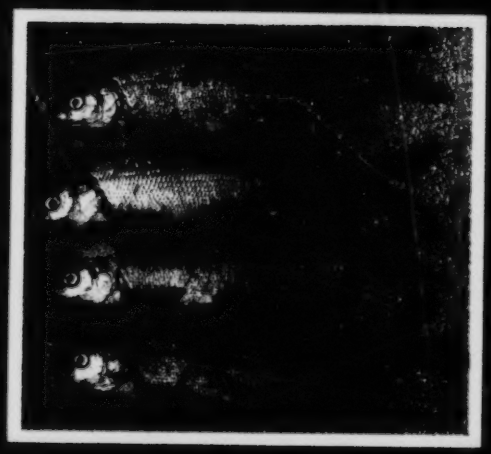
En bref, rien ne semble prouver que d'importantes quantités de mercure sont transportées jusque dans la région, soit artificiellement soit naturellement. On en a conclu que les concentrations élevées constatées chez les poissons étaient dues à des facteurs internes à la région. On en a enfin déduit que la source ultime du mercure était constituée par la roche de fond de la région.

Figure 1.7 Cycle du mercure



(Le mercure, qui peut exister sous de nombreuses et différentes formes, se déplace entre tous les milieux de l'environnement, qu'il s'agisse de l'eau, de l'air, du sol, des animaux ou des végétaux)





CHAPITRE 2 MERCURE ET POISSONS

- INTRODUCTION
- CONCENTRATIONS DE MERCURE CHEZ LES POISSONS
- CARACTÉRISTIQUES DES POISSONS INFLUANT SUR LES CONCENTRATIONS DE MERCURE
- CONCENTRATIONS DE MERCURE ET INONDATION

INTRODUCTION

Les ressources halieutiques des lacs du réseau de dérivation sont importantes pour les populations locales à deux titres : la pêche commerciale assure une source de revenus, et la pêche domestique constitue une excellente source de protéines de bonne qualité.

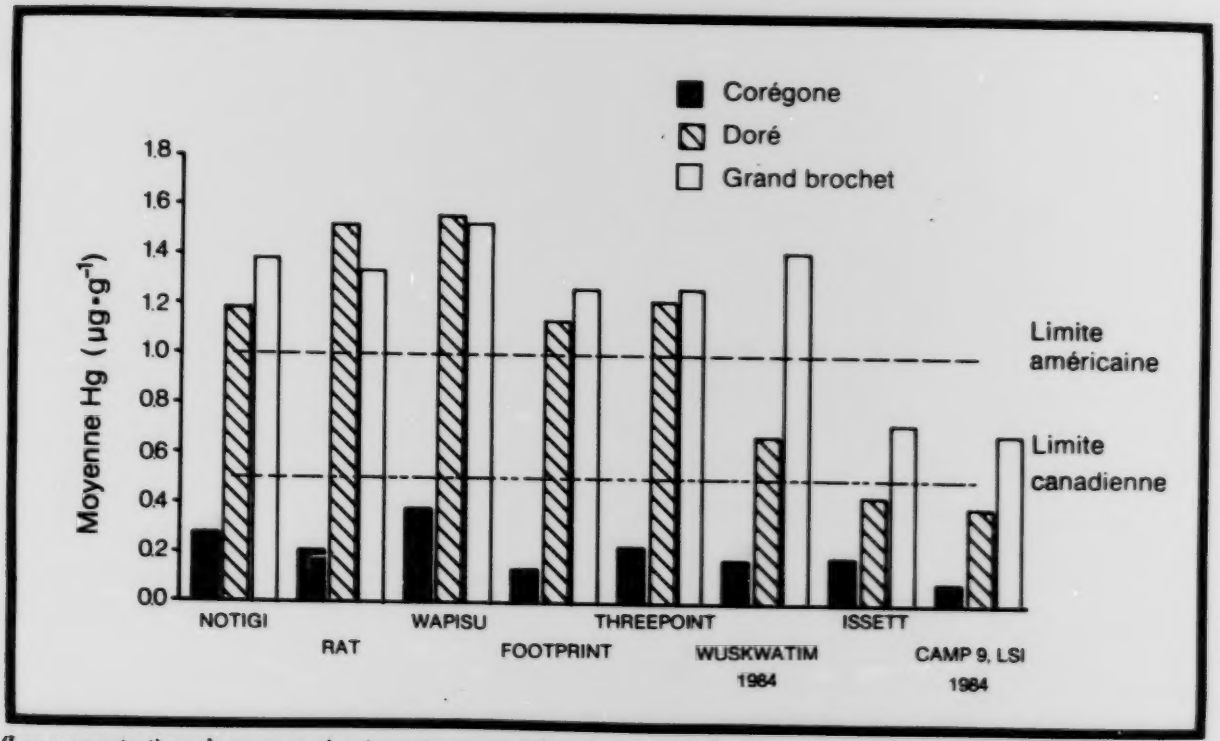
Deux programmes d'échantillonnage pour l'analyse du mercure chez les poissons ont été mis en oeuvre parallèlement à l'Accord, le programme existant d'échantillonnage commercial et les programmes dans le cadre de l'échantillonnage des lacs et des espèces de poissons qui sont particulièrement importants pour la pêche domestique et sportive. Bien qu'il y ait des différences importantes entre le programme d'échantillonnage commercial et celui de l'étude sur le mercure (comme le montrent les annexes 14, 16 et 17), ils ont permis, individuellement et ensemble, d'obtenir une importante base de données pour l'analyse des concentrations de mercure chez les poissons de la région visée par l'Accord.

CONCENTRATIONS DE MERCURE CHEZ LES POISSONS

L'analyse des données relatives au mercure chez les poissons du réseau de dérivation peut être effectuée par rapport à trois paramètres : 1) comparaison avec les limites acceptables, telles que définies par les normes et directives canadiennes (et celles des États-Unis); 2) comparaison avec les concentrations antérieures; 3) comparaison avec les poissons de lacs voisins, non touchés par la dérivation.

1. La concentration admissible de mercure total chez les poissons vendus au Canada est de 0.5 partie par million (ppm). Aux États-Unis, où la majeure partie des poissons pêchés commercialement dans la région visée par l'Accord est vendue, la tolérance admissible pour le mercure présent chez les poissons était de 0.5 ppm de mercure total, jusqu'en 1979, année où cette concentration a été augmentée à 1.0 ppm de mercure total. En 1984, la limite a de nouveau été changée de 1.0 ppm de mercure total à 1.0 ppm de méthylmercure.

Figure 2.1 **Concentrations de mercure chez les poissons de certains lacs du réseau de dérivation, 1985**



(Les concentrations de mercure chez les poissons sont données pour une longueur à la fourche normalisée de façon à pouvoir faire des comparaisons valables entre les différents lacs)

CHAPITRE 2 MERCURE ET POISSONS

- INTRODUCTION
- CONCENTRATIONS DE MERCURE CHEZ LES POISSONS
- CARACTÉRISTIQUES DES POISSONS INFLUANT SUR LES CONCENTRATIONS DE MERCURE
- CONCENTRATIONS DE MERCURE ET INONDATION

INTRODUCTION

Les ressources halieutiques des lacs du réseau de dérivation sont importantes pour les populations locales à deux titres : la pêche commerciale assure une source de revenus, et la pêche domestique constitue une excellente source de protéines de bonne qualité.

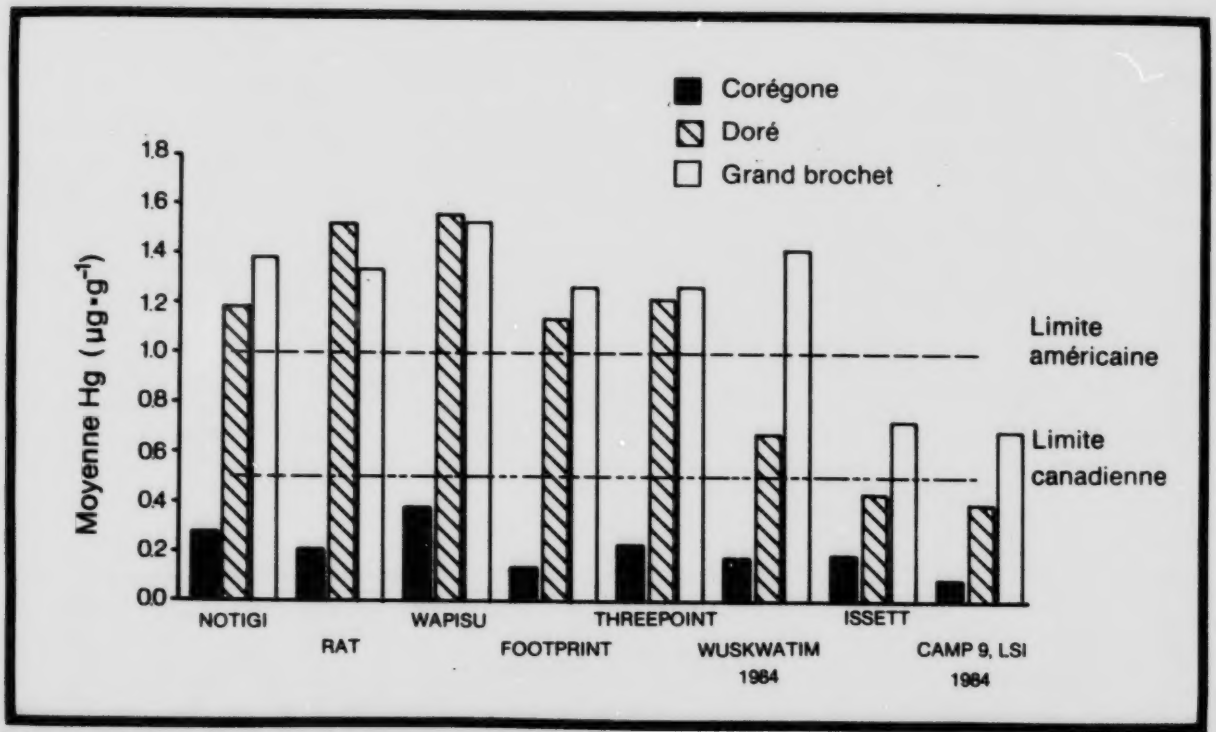
Deux programmes d'échantillonnage pour l'analyse du mercure chez les poissons ont été mis en oeuvre parallèlement à l'Accord, le programme existant d'échantillonnage commercial et les programmes dans le cadre de l'échantillonnage des lacs et des espèces de poissons qui sont particulièrement importants pour la pêche domestique et sportive. Bien qu'il y ait des différences importantes entre le programme d'échantillonnage commercial et celui de l'étude sur le mercure (comme le montrent les annexes 14, 16 et 17), ils ont permis, individuellement et ensemble, d'obtenir une importante base de données pour l'analyse des concentrations de mercure chez les poissons de la région visée par l'Accord.

CONCENTRATIONS DE MERCURE CHEZ LES POISSONS

L'analyse des données relatives au mercure chez les poissons du réseau de dérivation peut être effectuée par rapport à trois paramètres : 1) comparaison avec les limites acceptables, telles que définies par les normes et directives canadiennes (et celles des États-Unis); 2) comparaison avec les concentrations antérieures; 3) comparaison avec les poissons de lacs voisins, non touchés par la dérivation.

1. La concentration admissible de mercure total chez les poissons vendus au Canada est de 0.5 partie par million (ppm). Aux États-Unis, où la majeure partie des poissons pêchés commercialement dans la région visée par l'Accord est vendue, la tolérance admissible pour le mercure présent chez les poissons était de 0.5 ppm de mercure total, jusqu'en 1979, année où cette concentration a été augmentée à 1.0 ppm de mercure total. En 1984, la limite a de nouveau été changée de 1.0 ppm de mercure total à 1.0 ppm de méthylmercure.

Figure 2.1 **Concentrations de mercure chez les poissons de certains lacs du réseau de dérivation, 1985**



(Les concentrations de mercure chez les poissons sont données pour une longueur à la fourche normalisée de façon à pouvoir faire des comparaisons valables entre les différents lacs)

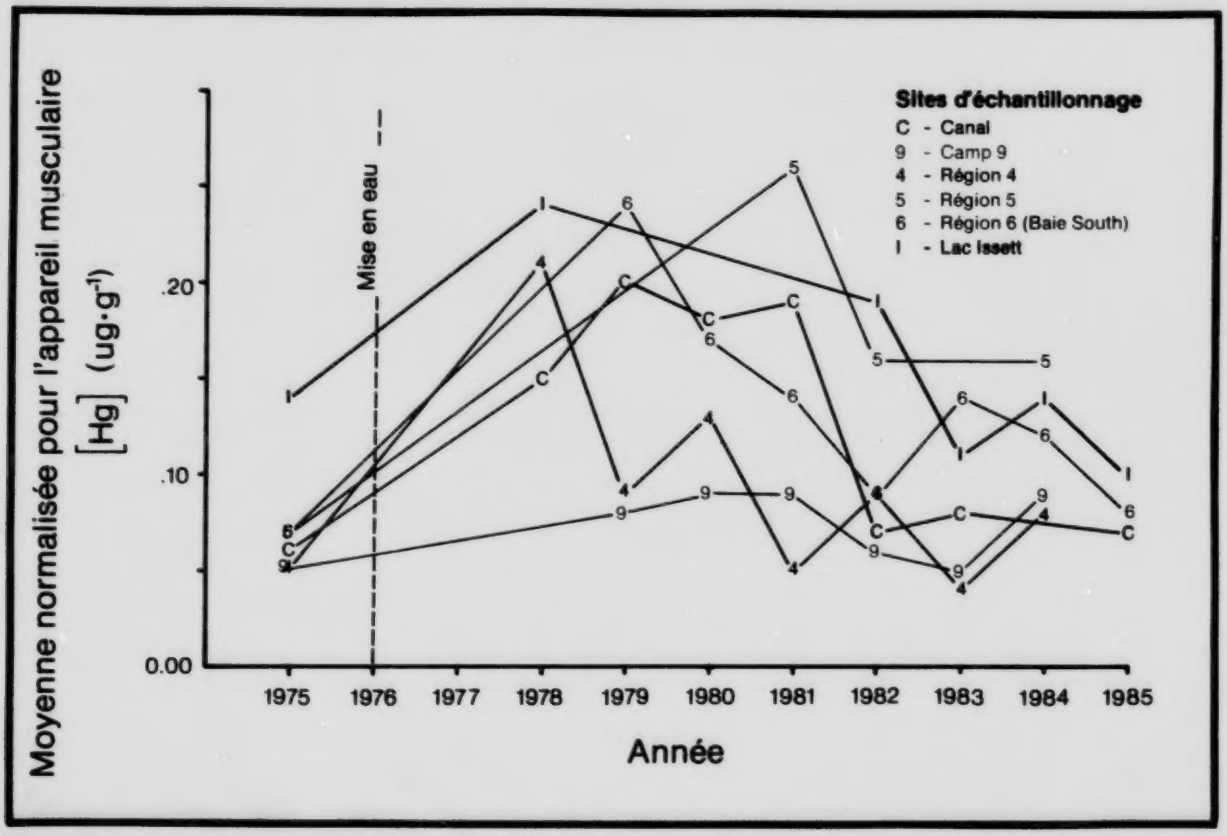
Les données les plus récentes de l'étude pour un certain nombre de lacs le long du réseau de dérivation (figure 2.1) ont montré que les concentrations de mercure chez le corégone se situaient bien en-dessous de la limite canadienne. Les concentrations de mercure chez le doré et le brochet des lacs moins touchés par l'inondation se situaient généralement en-dessous de la limite américaine, alors que celles des poissons des lacs les plus touchés étaient supérieures à cette même limite américaine.

2. Les données des deux programmes d'échantillonnage (programme commercial et étude) ont été examinées pour caractériser toute évolution possible dans le temps des concentrations de mercure chez les poissons. On s'est tout particulièrement intéressé à la comparaison des concentrations avant et après la mise en eau.

Les seules données d'étude avant la mise en eau dont on dispose sont celles de corégones provenant du lac Southern Indian et du lac Issett. Ces données (figure 2.2) révèlent une augmentation importante de la concentration de mercure chez les corégones, immédiatement après la mise en eau, suivie d'une baisse notable pour la plupart des sites pendant la période allant de 1978-1979 à 1982. Les concentrations de mercure après 1982 étaient semblables ou proches des concentrations trouvées en 1975. Cela laisse supposer que les concentrations de mercure chez les corégones ont peut-être retrouvé les valeurs inférieures de la période antérieure à la mise en eau environ six ans après la retenue d'eau, mais il faut remarquer que seulement une année d'échantillonnage a précédé la mise en eau, et les concentrations antérieures à la mise en eau ne sont donc pas définies de façon très précise (9, 32)*.

*Les références aux annexes techniques de l'Accord sont présentées sous cette forme tout au long du présent rapport. Le premier nombre désigne le numéro de l'annexe et le second la page.

Figure 2.2 **Concentrations de mercure chez le corégone du lac Southern Indian et du lac Issett, 1975-1985**



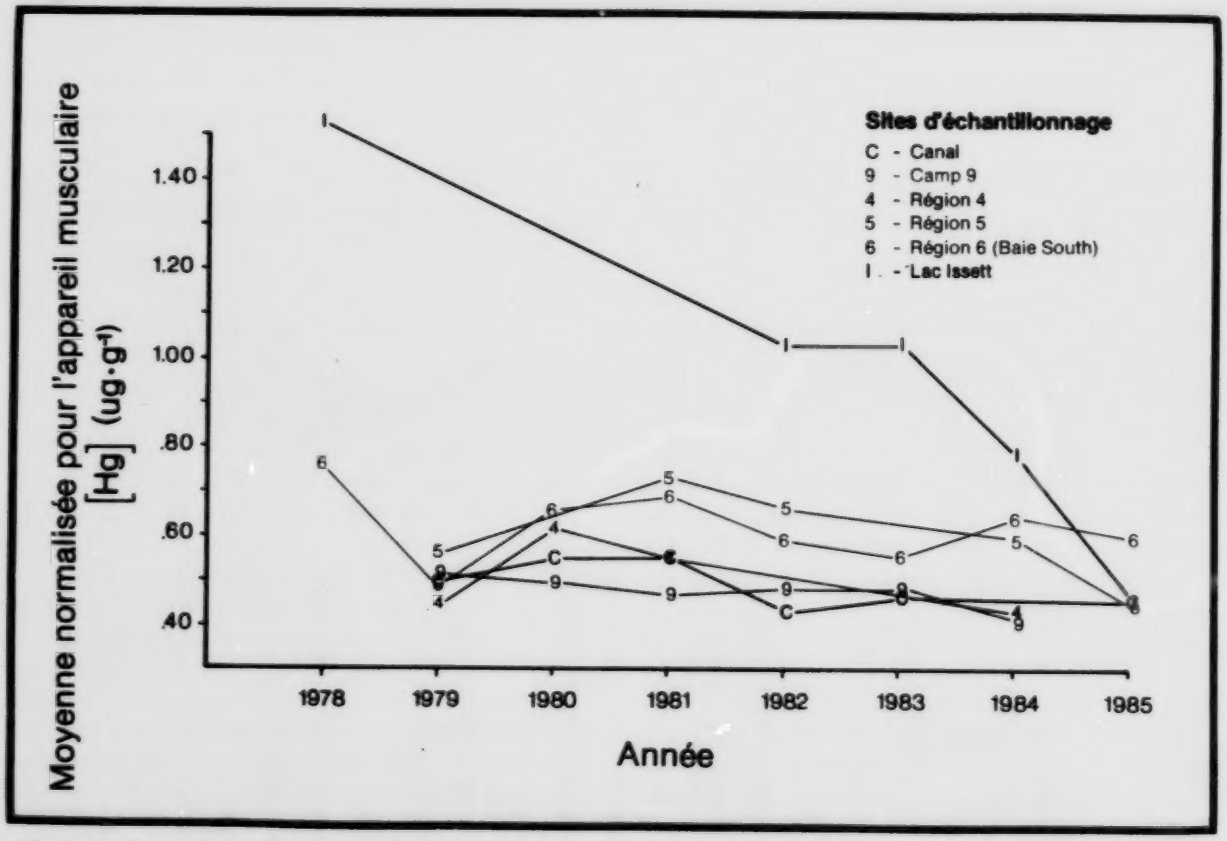
(Concentration moyenne de mercure dans l'appareil musculaire, en $\mu g.g^{-1}$, normalisée pour une longueur à la fourche de 350 mm)

Seules les données de l'étude après la mise en eau existent pour le doré et le brochet des lacs Southern Indian et Issett. Ces données s'étalent sur huit années, et elles sont représentées aux figures 2.3 et 2.4. Enfin, ces données ne révèlent aucune orientation caractéristique apparente pour les concentrations de mercure chez le brochet et le doré pendant cette période.

Le lac Southern Indian alimente une importante pêcherie commerciale, et on dispose donc des données relatives au mercure pour les prises commerciales de ce lac. Cependant, l'analyse de l'évolution d'après ces données doit être évaluée avec prudence car l'échantillonnage commercial ne tient pas compte de la taille du poisson ni de la zone particulière échantillonnée du lac. La figure 2.5 laisse néanmoins supposer que les augmentations des concentrations de mercure chez le doré et le brochet du lac Southern Indian se sont produites après la mise en eau. Les concentrations de mercure chez le brochet semblent avoir augmenté régulièrement après la mise en eau, alors que les concentrations chez le doré apparaissent comme relativement stables ou en légère diminution pendant la même période (et ce, en dépit du fait que la taille des échantillons commerciaux de dorés était relativement petite dans les dernières années et que, par conséquent, les conclusions fondées sur ces dernières données doivent revêtir un caractère très provisoire) (9, 35).

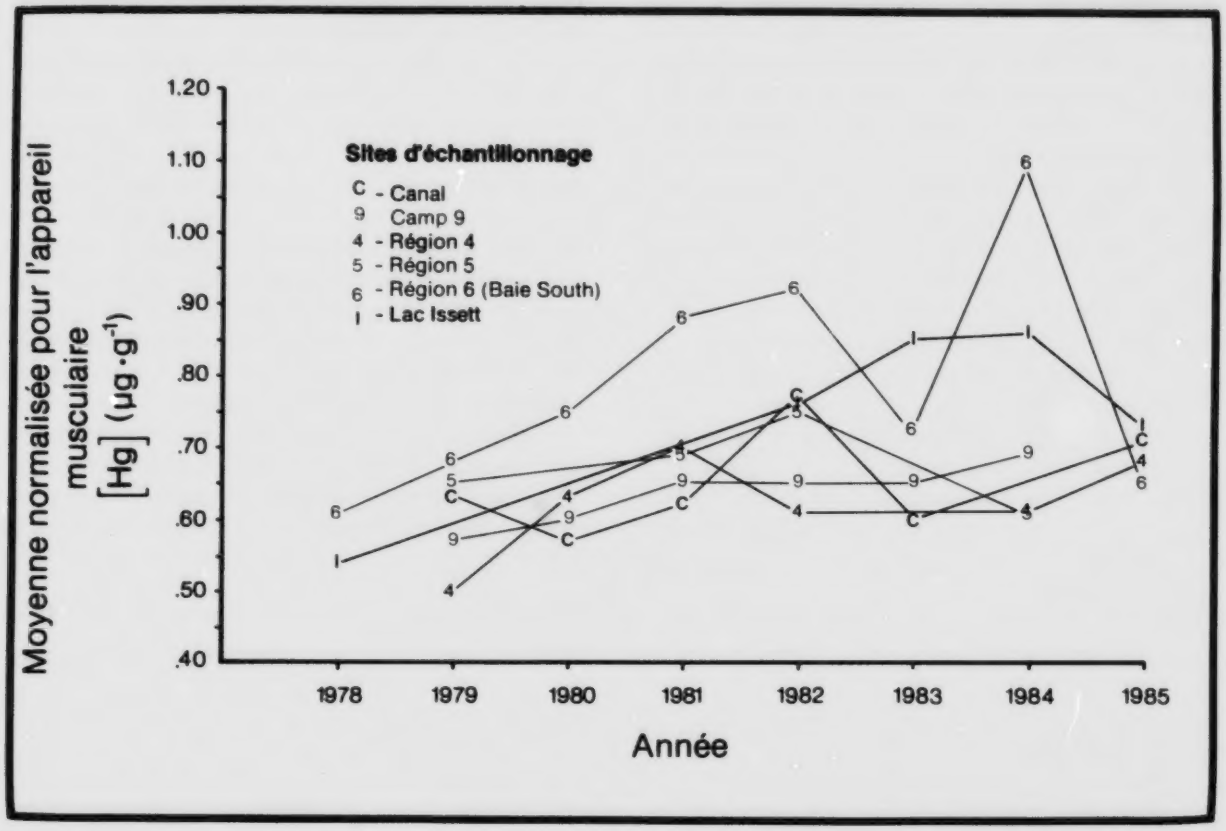
Des données sur les concentrations de mercure chez les poissons provenant d'autres lacs de dérivation ont été obtenues de 1983 à 1985; (les données pour certains de ces lacs sont présentées à la figure 2.6). Ces données, ainsi que les valeurs passées existantes (de la période qui suit la mise en eau) ont ensuite été analysées pour déterminer l'évolution dans le temps. Les comparaisons des concentrations de mercure d'une année à l'autre pour chaque lac ont montré qu'il n'y avait que peu ou

Figure 2.3 **Concentrations de mercure chez le doré du lac Southern Indian et du Lac Issett, 1975-1985**



(Concentration moyenne de mercure dans l'appareil musculaire, en $\mu g.g^{-1}$, normalisée pour une longueur à la fourche de 400 mm)

Figure 2.4 **Concentrations de mercure chez le grand brochet du lac Southern Indian et du lac Issett, 1975-1985**



(Concentration moyenne de mercure dans l'appareil musculaire, en $\mu g \cdot g^{-1}$, normalisée pour une longueur à la fourche de 550 m)

pas du tout de variation temporelle des concentrations de mercure ou des taux d'accumulation du mercure chez le doré, le brochet ou le corégone de la région visée par l'Accord pendant la période relevée.

De même, les poissons de lacs voisins, non touchés, ou seulement de façon mineure, par la dérivation du fleuve Churchill n'ont, eux non plus, manifesté aucune évolution apparente pendant la même période. L'absence de toute évolution importante des concentrations de mercure est particulièrement évidente chez le brochet des lacs Split et Sipiwesk (figure 2.7), dont des échantillons ont été analysés pendant une période de 16 années (17, 72).

3. Des comparaisons ont également été faites entre les moyennes et les extrêmes des concentrations de mercure dans l'appareil musculaire de poissons provenant de lacs touchés par l'inondation et d'autres non touchés, à l'intérieur du même bassin. Ces comparaisons ont été effectuées pour neuf bassins du nord du Manitoba. Les résultats pour les deux bassins le long du réseau de dérivation du fleuve Churchill sont illustrés à la figure 2.8. En dépit de quelques chevauchements au niveau des extrêmes, les concentrations moyennes de mercure chez les trois espèces provenant des lacs touchés par l'inondation dépassaient celles des poissons des lacs non touchés.

Ces augmentations ne semblaient pas liées à une concentration naturelle plus élevée de mercure; les concentrations moyennes de mercure chez le doré et le brochet provenant des lacs non touchés par l'inondation des bassins 3 et 4 n'étaient pas très différentes des moyennes correspondant aux lacs non touchés par l'inondation dans les autres bassins, qui variaient généralement de 0.3 à 0.4 ppm (17, 127); (les concentrations naturelles de mercure chez le corégone étaient inférieures à 0.1 ppm).

Figure 2.5 **Concentrations de mercure dans des échantillons de poissons de pêche commerciale, lac Southern Indian, 1971-1985**

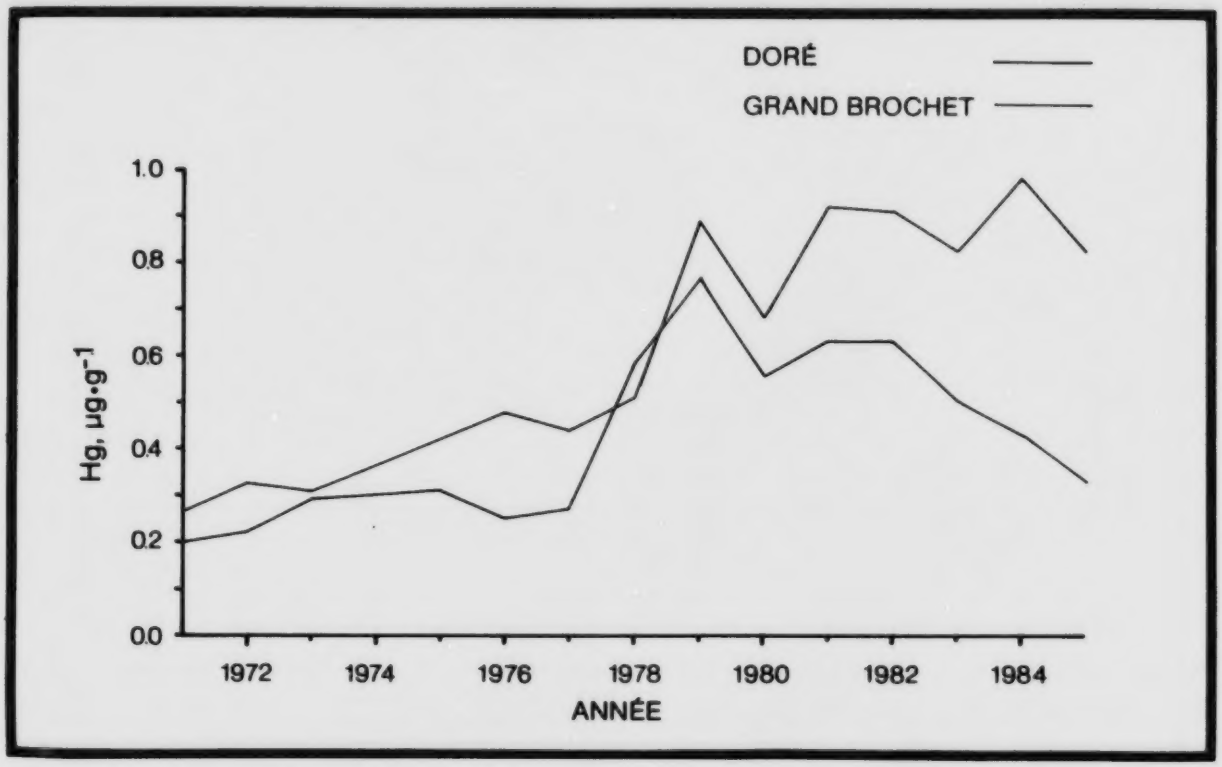


Figure 2.6 **Concentrations de mercure chez les poissons de certains lacs de dérivation choisis, 1983-1985**

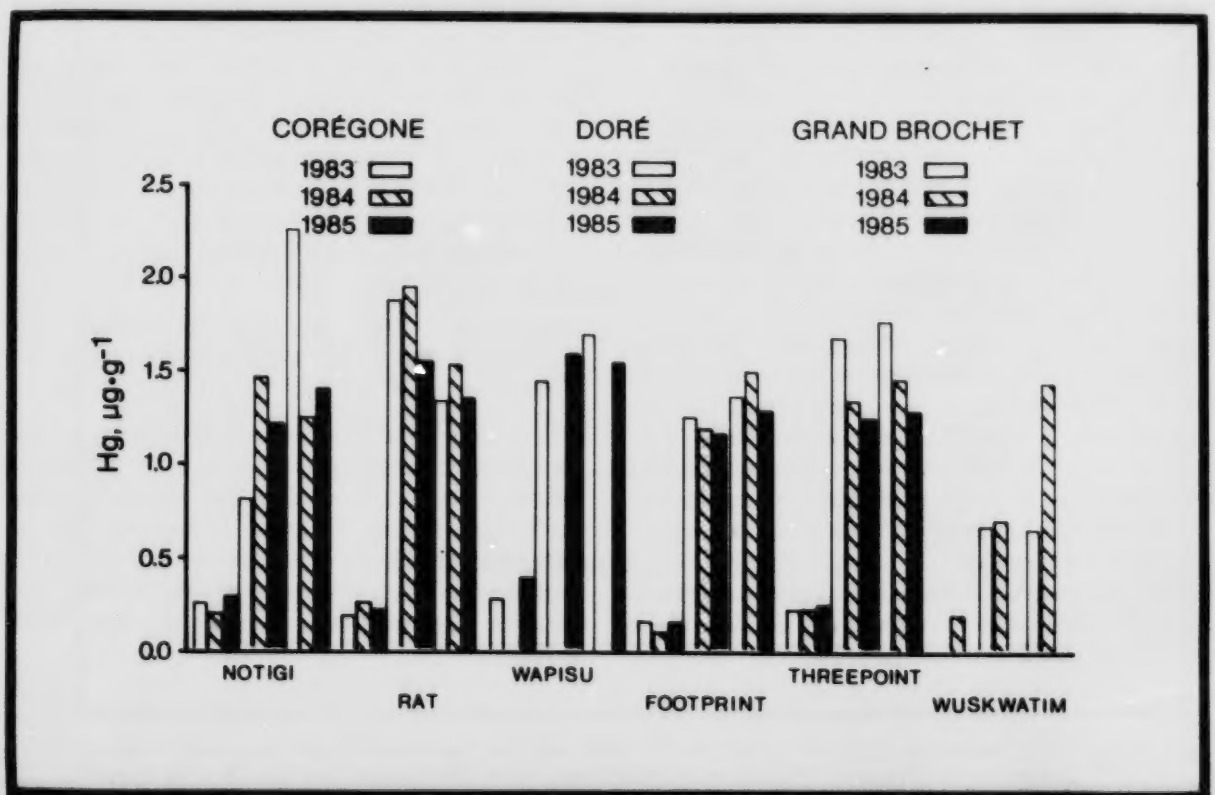
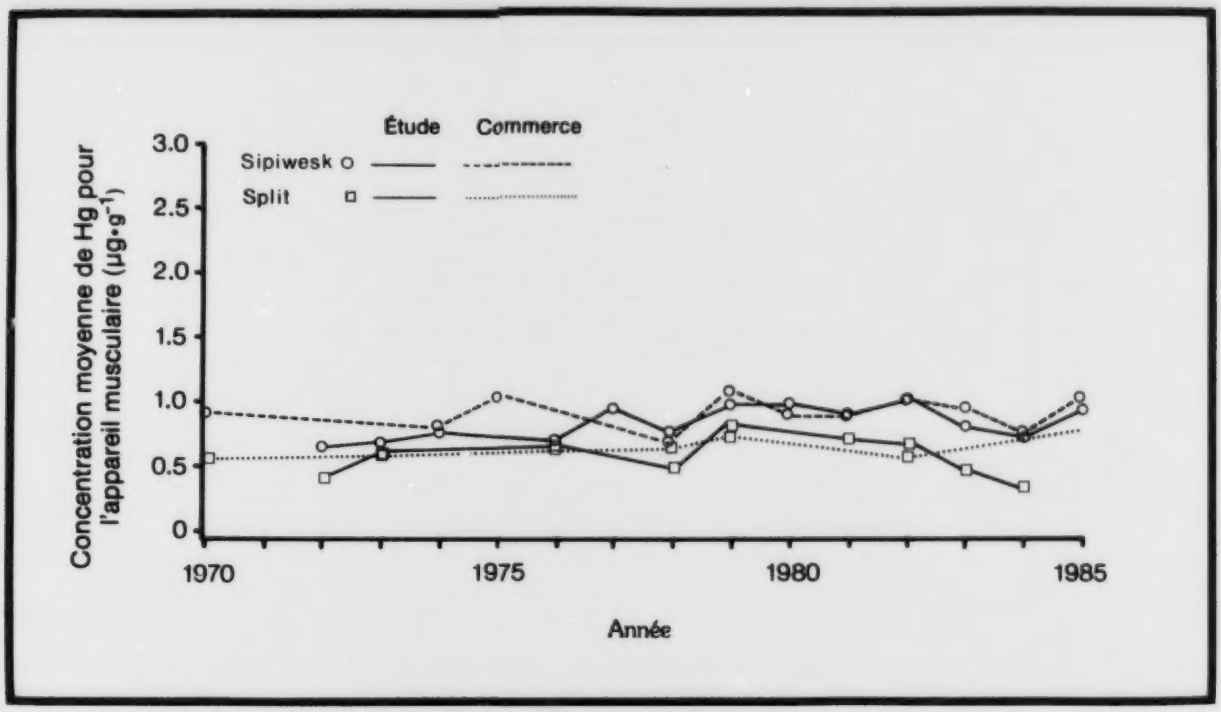


Figure 2.7 **Concentrations de mercure chez le grand brochet des lacs Sipiwesk et Split, 1970-1985**



(Concentrations annuelles moyennes de mercure pour l'appareil musculaire)

En résumé, les concentrations de mercure chez les corégones de tous les lacs le long du réseau de dérivation étaient inférieures à la limite canadienne. Les concentrations de mercure chez le doré et le brochet du lac Southern Indian sont supérieures à la limite canadienne, mais inférieures à la limite américaine.

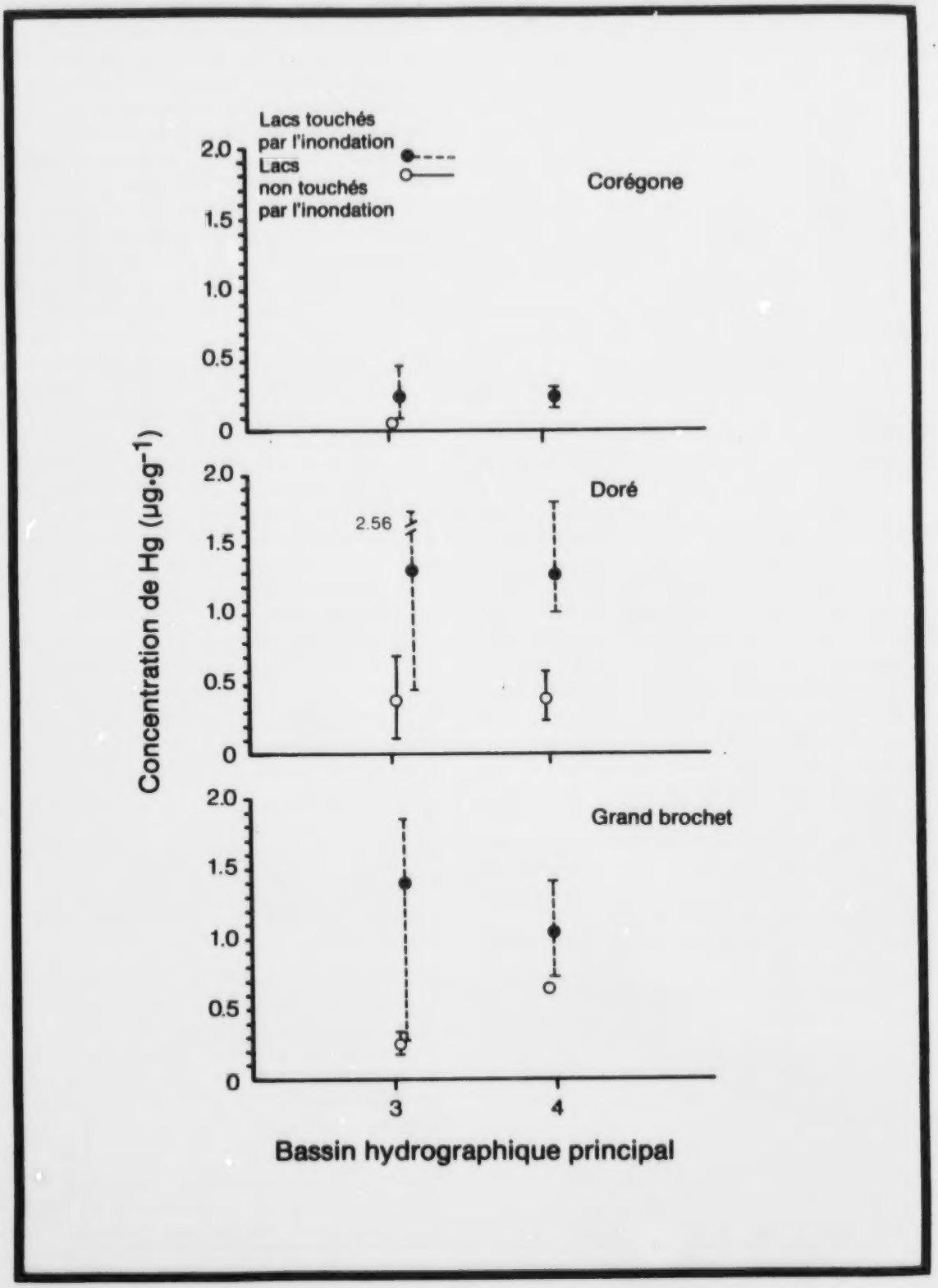
Les concentrations de mercure chez le doré et le brochet des autres lacs du réseau de dérivation sont généralement supérieures à la limite américaine. Les concentrations de mercure chez le corégone du lac Southern Indian ont augmenté immédiatement après la mise en eau; les données existantes montrent que les concentrations de mercure chez le brochet et le doré du lac Southern Indian ont elles aussi augmenté après la retenue. L'absence d'information avant la mise en eau pour la plupart des autres lacs du réseau de dérivation rend impossible toute comparaison avec les données de la période qui suit la mise en eau.

Les concentrations de mercure chez le corégone du lac Southern Indian ont baissé et elles semblent maintenant avoir atteint la valeur de celles qui précèdent la mise en eau. Il n'y a aucune autre évolution apparente après la mise en eau en ce qui concerne les concentrations de mercure chez le corégone, le doré ou le brochet de la plupart des lacs du réseau de dérivation. Cependant, après la mise en eau, la comparaison des concentrations de mercure chez les poissons provenant de lacs touchés par l'inondation lors de la dérivation, a révélé des concentrations plus fortes que chez les poissons des lacs non touchés par l'inondation dans le même bassin.

CARACTÉRISTIQUES DES POISSONS INFLUANT SUR LES CONCENTRATIONS DE MERCURE

Un certain nombre de caractéristiques propres aux poissons ont été examinées pour déterminer quelle relation, s'il en existe une, elles avaient avec les concentrations mesurées de mercure chez ces poissons. Parmi ces caractéristiques il y avait la longueur, le poids et l'âge de chaque poisson, ainsi que les caractéristiques communes à une espèce donnée.

Figure 2.8 Concentrations de mercure chez les poissons provenant de lacs touchés et non touchés par l'inondation dans les mêmes bassins hydrographiques



(Bassin 3 - dérivation du fleuve Churchill à partir de la baie South du lac Southern Indian jusqu'au lac Opegano. Bassin 4 - dérivation du fleuve Churchill à partir du lac Opegano jusqu'au lac Split. Les concentrations de mercure ont été corrigées pour tenir compte des valeurs normales)

Les programmes d'échantillonnage mis en oeuvre dans le cadre de l'Accord ont permis de consigner les paramètres d'âge, de poids et de longueur de chaque poisson échantillonné pour le mercure. Ces données ont ensuite été analysées par des méthodes statistiques pour déterminer quel était le paramètre offrant la meilleure corrélation avec les concentrations de mercure.

L'analyse de régression a montré que l'âge fournissait généralement la meilleure corrélation avec la concentration de mercure dans le cas du corégone. L'âge donnait également la meilleure corrélation pour les dorés, mais la corrélation entre la longueur et le mercure chez les dorés était à peu près aussi valable que celle entre l'âge et le mercure. Par contre, dans la très grande majorité des cas du grand brochet, c'est la longueur qui présentait la meilleure corrélation avec le mercure. Le poids était l'élément de corrélation le moins valable avec le mercure, et pour le grand brochet et pour le doré, mais dans le cas du corégone, la corrélation avec le poids était meilleure qu'avec la longueur (17, 92).

La relation entre l'âge ou la taille du poisson et l'absorption de mercure semble être surtout exponentielle pour le doré et le grand brochet, et linéaire pour le corégone. Le caractère exponentiel de la relation entre le mercure et la taille ou l'âge est dû aux concentrations beaucoup plus faibles de mercure chez les poissons plus petits, plus jeunes (17, 94). Les concentrations de mercure plus faibles chez les jeunes poissons peuvent résulter de plusieurs facteurs, comme des différences au niveau du régime alimentaire et du métabolisme, ainsi que des écarts entre les périodes d'exposition des jeunes et des adultes.

En résumé, les poissons plus vieux et généralement plus grands (d'après la longueur pour le brochet et le doré, et le poids pour le corégone) auront des concentrations de mercure plus élevées que les poissons plus jeunes et plus petits de la même espèce.

L'analyse de régression de la concentration de mercure et de la taille des poissons a montré que les taux d'accumulation pour le doré, le corégone et le grand brochet étaient fonction de l'espèce, et pratiquement constants d'une année à l'autre, et d'un lac à l'autre, à l'intérieur de la région visée par l'Accord. L'hypothèse de taux fixe d'accumulation de mercure pour une espèce donnée, dans des conditions environnementales précises, a également été proposée d'après les résultats d'autres études récentes sur l'absorption de mercure, tant en laboratoire que sur le terrain (17, 100).

Les différents taux d'accumulation de mercure se sont traduits par des écarts entre les concentrations de mercure d'une espèce à l'autre (figure 2.9). Les concentrations élevées de mercure chez les poissons provenant de la région visée par l'Accord étaient remarquables principalement chez les espèces **piscivores** plus grandes, c'est-à-dire le grand brochet, le doré et le doré noir; (le corégone n'est pas considéré comme une espèce piscivore). La concentration plus élevée de mercure chez les grandes espèces piscivores a souvent été attribuée à la **bio-accumulation** du mercure aux niveaux de plus en plus élevés de la chaîne alimentaire aquatique (17, 91). Cependant, d'autres facteurs, comme les différences au niveau des taux de consommation alimentaire, de l'efficacité de la transformation des aliments, des taux d'élimination du mercure, et du degré d'activité des poissons peuvent eux aussi être importants.

La préférence de l'habitat peut également jouer un rôle. Le grand brochet préfère les zones proches des rives, alors que le corégone se retrouve plutôt loin du bord; enfin, le doré se déplace entre ces deux zones. Comme on l'a vu au chapitre 3, les zones riveraines sont les endroits où le taux de **méthylation microbienne** du mercure est le plus élevé. Ainsi, les différences des concentrations de mercure d'une espèce à l'autre peuvent, en partie, résulter du temps que chaque espèce passe dans les zones où le méthylmercure est le plus abondant.

En résumé, les concentrations de mercure sont plus élevées chez les espèces de poissons piscivores que non piscivores. Un certain nombre de facteurs, comme le régime alimentaire et la préférence au niveau de l'habitat, peuvent expliquer cette différence entre les espèces.

CONCENTRATIONS DE MERCURE ET INONDATION

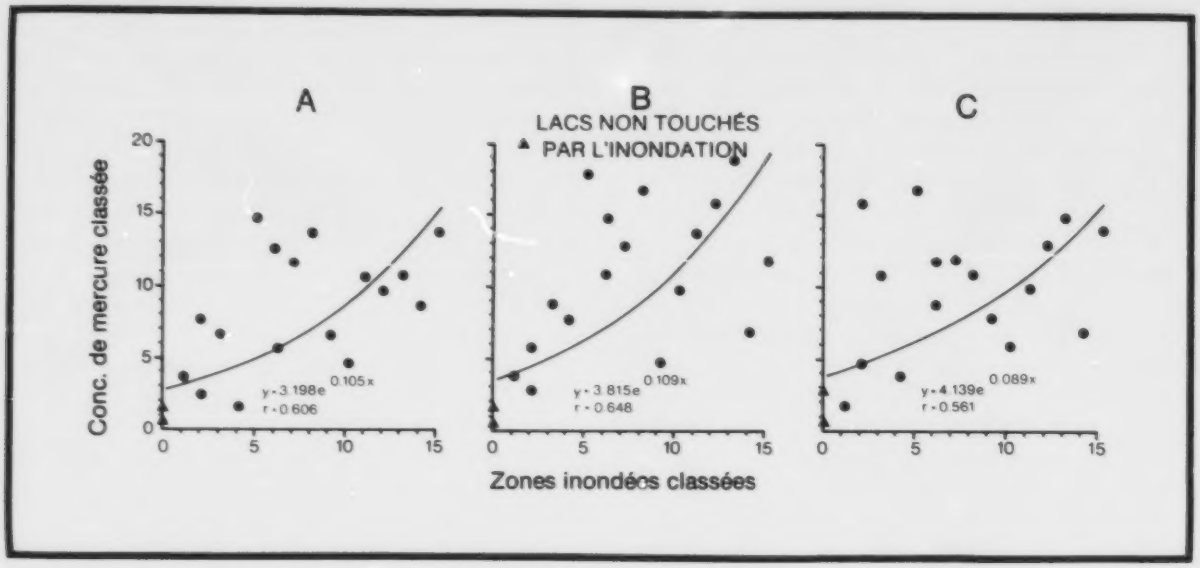
Aucune relation directe n'était apparente entre l'étendue de l'inondation, que ce soit en valeurs absolues ou en pourcentages, et le niveau de contamination par le mercure du doré, du corégone ou du grand brochet. Cependant, lorsqu'on a procédé au classement du niveau de contamination par le mercure et du degré d'inondation, avec analyse de la régression appliquée aux valeurs ainsi classées (figure 2.10), une corrélation importante des rangs entre l'inondation et la contamination par le mercure est apparue pour les trois espèces (17, 82).

Intervalle de classement (Mercure $\mu g \cdot g^{-1}$)	Grand Corégone	Cisco	Doré	Doré noir	Perchaude	Grand brochet	Meunier noir	Meunier rouge	Suceur rouge	Lotte	Malachigan
0.00 - 0.09	7	5			2		2	1	1	1	
0.10 - 0.19	4	2	1		5	1	5	3	1	4	1
0.20 - 0.29	15	7	1		5	2	3	5		2	2
0.30 - 0.39	3	10	2		6	1	6	3	1	5	
0.40 - 0.49		4		3	3	2	6	2	3	4	
0.50 - 0.59			2		1	2	1	3		1	
0.60 - 0.69			2	2	1			1			
0.70 - 0.79			3	1			1				
0.80 - 0.89			3			1					
0.90 - 0.99			1								
1.00 - 1.09			3			2					
1.10 - 1.19			4	1		4					
1.20 - 1.29			1	1		3					
1.30 - 1.39			2	1							
1.40 - 1.49			2	2		3					
1.50 - 1.59			3			2					
1.60 - 1.69				5		3					
1.70 - 1.79			3	2		2					
1.80 - 1.89			1	1		1					
1.90 - 1.99						2					
2.00 - 2.09				1							
•											
2.80 - 2.89				1							
	(1.07)	(1.02)	(4.10)	(2.85)	(0.74)	(4.73)	(0.92)	(0.91)	(0.68)	(1.10)	(0.25)

(Répartition des concentrations moyennes de mercure chez les échantillons du réseau de dérivation du fleuve Churchill et des lacs du fleuve Nelson.
Les valeurs entre parenthèses sont les concentrations maximales de mercure décelées individuellement chez les poissons.)

Figure 2.9 Concentrations de mercure chez diverses espèces de poissons, 1983-1985

Figure 2.10 **Relation entre les zones inondées classées et les concentrations de mercure classées chez les poissons**



(Les concentrations de mercure ont été corrigées pour la longueur. Les poissons proviennent des lacs du réseau de dérivation du fleuve Churchill et du bassin du fleuve Nelson)

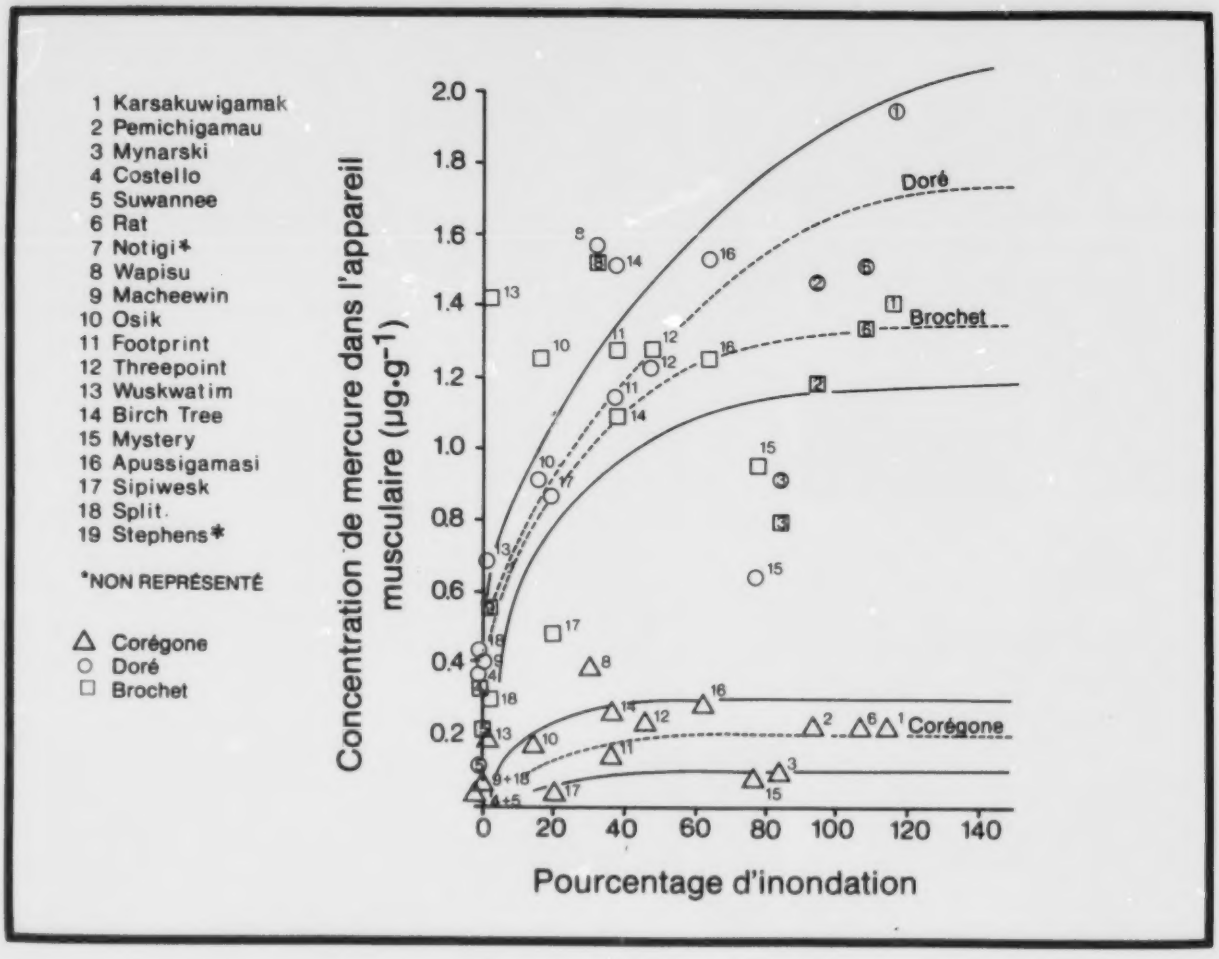
La figure 2.10 montre que le niveau de contamination par le mercure des poissons d'un lac était en corrélation directe avec une augmentation de la zone inondée autour du lac. Cependant, il ne s'agissait pas d'une relation étroite et bien définie, car il y avait un certain nombre de points aberrants (17, 82). Parmi ces points, certains correspondaient à une concentration anormalement élevée de mercure par rapport à l'étendue de l'inondation et, inversement, d'autres représentaient une faible contamination par le mercure en dépit d'une inondation très importante. Ainsi, même s'il semble y avoir une relation entre l'étendue de l'inondation et les concentrations de mercure chez les poissons, il est évident que l'inondation n'est pas le seul facteur déterminant. Il n'est donc pas possible de prévoir, avec un degré raisonnable de confiance, les concentrations de mercure chez les poissons après la mise en eau, simplement d'après l'étendue de l'inondation (17, 112).

Il n'a pas été possible d'obtenir une équation prévisionnelle précise, mais les résultats empiriques du programme d'échantillonnage du mercure chez les poissons ont permis d'estimer grossièrement la quantité de mercure supplémentaire chez ces poissons en fonction de l'importance de l'inondation.

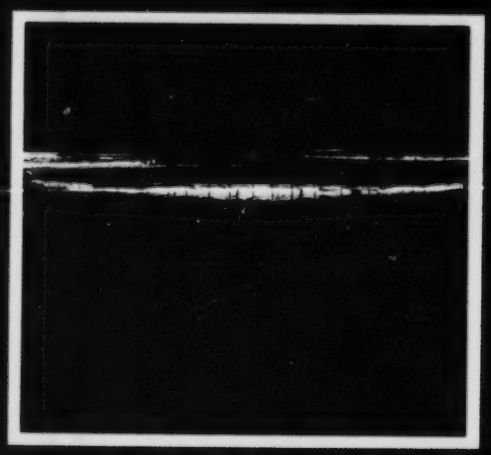
La relation entre l'étendue de l'inondation et les concentrations de mercure corrigées pour la longueur chez le doré, le corégone et le brochet est illustrée à la figure 2.11. Toutes les trois espèces ont accusé une rapide augmentation initiale des concentrations de mercure, pour atteindre généralement par la suite un niveau d'équilibre lorsque l'inondation s'est étendue. Les concentrations de mercure chez le corégone ont atteint un niveau d'équilibre à environ 30 % d'inondation, alors que ce niveau n'était atteint chez le doré et le brochet qu'après environ 100 % d'inondation.

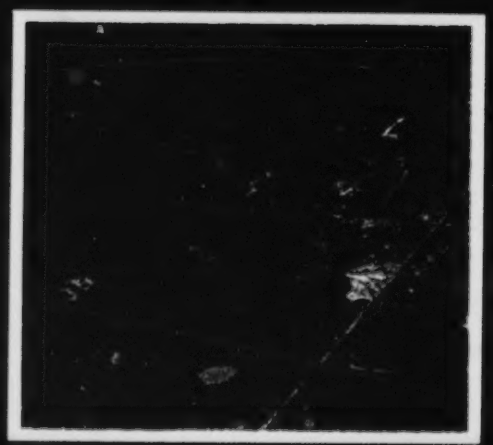
Il est important de se rappeler que la figure 2.11 ne donne qu'une estimation grossière. Son utilisation devrait se limiter aux lacs dont les caractéristiques environnementales sont semblables à celles des lacs dont provient l'information. Cependant, elle peut se révéler utile pour l'évaluation de l'augmentation des concentrations de mercure chez les poissons, pouvant résulter d'un futur aménagement hydroélectrique planifié pour le réseau de dérivation du fleuve Churchill, si les niveaux prévus d'inondation de chacun des réservoirs sont connus.

Figure 2.11 **Relation entre les concentrations de mercure chez les poissons et l'étendue de l'inondation dans chaque lac**



(Concentrations de mercure de l'appareil musculaire, corrigées pour la longueur, chez les poissons de lacs du réseau de dérivation du fleuve Churchill et du bassin du fleuve Nelson)





CHAPITRE 3 MÉTHYLATION ET DÉMÉTHYLATION DU MERCURE

- MERCURE
- PROCESSUS DE MÉTHYLATION
- TAUX DE MÉTHYLATION ET MERCURE CHEZ LES POISSONS
- RAPPORT MÉTHYLATION / DÉMÉTHYLATION (M / D)
- ABSORPTION DE MERCURE PAR LES POISSONS

MERCURE

Mercure dans les sédiments, le sol et les végétaux

Comme on l'a noté au chapitre 1, les sources anthropogènes possibles du mercure présent dans la région visée par l'Accord ont fait l'objet d'études qui ont révélé que ces sources n'étaient pas en cause pour ce qui est des concentrations élevées de mercure chez les poissons. Les valeurs mesurées des concentrations naturelles de mercure dans la région visée par l'Accord ont également été évaluées (figure 3.1) pour déterminer si elles étaient élevées par rapport à d'autres régions non polluées, et s'il existait des différences, soit dans l'espace, soit dans le temps.

Les concentrations de mercure dans les sédiments étaient généralement proches de la limite de détection, et pratiquement toutes (12, Tb 7) se situaient à l'intérieur de l'intervalle des concentrations signalées pour d'autres régions naturelles, non polluées (3, 16). Les concentrations de mercure du sol étaient elles aussi semblables à celles d'autres régions naturelles. Les couches supérieures du sol renfermaient en moyenne à peu près 0.1 $\mu g \cdot g^{-1}$ de mercure en poids sec, alors que les couches inférieures d'argile accusaient en moyenne environ 0.03 $\mu g \cdot g^{-1}$ de mercure (poids sec) (3, 16). De même, l'analyse pour le mercure d'échantillons de végétation non inondée provenant de la baie Wupaw, dans le lac Southern Indian, a généralement donné des résultats inférieurs à 0.03 $\mu g \cdot g^{-1}$ pour les arbres, et approximativement 0.05 $\mu g \cdot g^{-1}$ pour les mousses (4, Tb 7).

Il n'y avait pas de caractéristiques nettes en ce qui concerne la variation régionale de la concentration de mercure des sédiments ou des sols non inondés (3, 9). L'analyse dans le temps d'échantillons de sédiments, prélevés à des endroits situés à l'intérieur ou près de la région visée par l'Accord, n'a révélé elle non plus aucune tendance marquée (1, 16).

Bien que les sols et les sédiments renferment des concentrations relativement faibles de mercure, les sols et les végétaux inondés accusent des concentrations de mercure trois fois supérieures en moyenne à celles des sédiments lacustres antérieurs (3, 17). Des expériences ont été effectuées pour déterminer s'il y avait épuisement de ce mercure dans les sols inondés. Il y avait peu d'indications quant à un changement important de la concentration du mercure dans le sol inondé cinq années après la mise en eau, mais l'interprétation des données était difficile en raison de la grande variabilité entre les sites et à l'intérieur de chacun d'entre eux (3, 13). De même, une expérience dans laquelle de la mousse a été placée à certains endroits au fond d'un lac, et sous-échantillonnée sur une période de 13 mois, n'a révélé aucun changement sensible de la concentration de mercure de la mousse (figure 3.2).

À remarquer aussi que les études effectuées dans le cadre de l'Accord ont confirmé l'absence d'une relation entre les concentrations de mercure dans les sédiments et les concentrations de mercure chez les poissons, comme le signalent les rapports d'autres études (3, 18). Cela montre l'importance du chevauchement des facteurs modificateurs dans l'évaluation des concentrations de mercure chez les poissons.

En résumé, les concentrations de mercure dans le sol, les sédiments et la végétation de la région visée par l'Accord, sont normales comparativement aux concentrations mesurées dans d'autres régions non polluées. Il n'y avait aucune preuve d'évolution temporelle ou spatiale des concentrations de mercure, ni d'une diminution de la concentration de mercure après l'inondation, ni enfin d'une relation entre les concentrations de mercure chez les poissons et les sédiments.

Mercure dans l'eau

Les mesures des concentrations de mercure dans l'eau ont donné des résultats qui se situaient généralement en-dessous de la limite de détection. Les concentrations de mercure dans le plancton ont donc été utilisées comme mesure relative des concentrations de mercure dans l'eau. On a observé que les concentrations de mercure dans les lacs témoins et dans les réservoirs inondés étaient semblables, et qu'elles étaient comparables aux concentrations signalées pour d'autres réseaux non contaminés. Ainsi, rien ne prouve que l'inondation a provoqué une augmentation des concentrations de mercure dans l'eau de l'un quelconque des réservoirs étudiés, ni que les concentrations étaient anormalement élevées (12, 17).

Fait intéressant, il y avait une fluctuation saisonnière particulière des concentrations de mercure du plancton de tous les lacs et réservoirs échantillonnés en 1984 (figure 3.3). On a émis l'hypothèse que l'apport observé de mercure minéral dans l'eau en août, était le résultat de la circulation à l'intérieur des sédiments et d'un balayage des constituants dissous par suite du refroidissement autom-

Figure 3.1 Concentrations de mercure dans les diverses composantes environnementales

Composante	Endroits choisis pour certaines années, dans la zone visée par l'Accord				Intervalle de l'Accord	Autres régions non polluées	
Sédiments (µg/g de poids sec)	Lac Southern Indian[1] (près du South Indian Lake)	<0.03-0.06	Lac Footprint[1] (près de Nelson House)	<0.03-0.09	<0.02[1]-0.09	Lac du Yukon	<0.01-0.05
	Lac Granville (moyenne)	0.024	Notigi ouest (moyenne)	0.028	0.009-0.060	Moyenne pour le nord du Québec	0.068
	Mynarski est (moyenne)	0.020	Baie Wupaw (moyenne)	0.053		Lacs non pollués du Wisconsin	0.05-0.15
Sol (µg/g de poids sec)	Sol supérieur non inondé						
	Lac Footprint (moyenne)	0.079	Notigi ouest (moyenne)	0.052	0.052-0.174	Moyenne pour la croûte terrestre	0.08
	Lac Granville (moyenne)	0.122	Baie Wupaw (moyenne)	0.102		Couche supérieure du sol en Finlande	0.10
	Sous-sol argileux non inondé					Sol non inondé de l'Illinois	0.04-0.15
	Lac Footprint (moyenne)	0.037	Notigi ouest (moyenne)	0.038	0.022-0.056	Couche plus profonde du sol en Finlande	0.02
	Lac Granville (moyenne)	0.027	Baie Wupaw (moyenne)	0.056			
	Sous-sol argileux inondé						
	Lac Footprint (moyenne)	0.032	Baie Wupaw (moyenne)	0.041	0.016-0.043		
Végétation	arbres						
Baie Wupaw,	bois	<0.005-0.015	Branches	<0.005-0.070	<0.005-0.070		
lac Southern Indian	écorce	<0.005-0.029	Feuillage	<0.005-0.065			
(µg/g)	mousses	0.022-0.13			0.022-0.13		
Eau (µg/g)	Lac Southern Indian[1]	<0.02	Lac Footprint[1]	<0.02	<0.02[1]		
Plancton net (µg/g de poids sec)	Baie Methyl[2]	0.026-0.200					
	Lac Granville[2]	0.042-0.084			0.026[2]-0.200	Lac Cedar[2], Manitoba	0.042-0.210

Notes
1. Source : Projet 1.1
2. Source : Projet 2.4
Toutes les autres données proviennent du Projet 1.3

Limites de détection
Projet 1.1 — 20 ng/g sédiment — 20 ng/L Eau
1.3 et 2.4 — 5 ng/g sédiment — 5 ng/L Eau

Figure 3.2 **Concentrations de mercure d'échantillons de mousse**

Site	Date	Mercure total ($ng \cdot g^{-1}$)	Méthylmercure ($ng \cdot g^{-1}$)
Échantillons initiaux	15 juillet 1982	80	7
		90	3
		70	4
		60	6
Lac	10 août 1982	80	9
		80	<1
	18 octobre 1982	90	<1
		110	<1
		70	<1
	26 août 1983	60	3
		70	6
Tourbière	10 août 1982	120	3
		90	8
	26 août 1982	80	3
		80	1

nal (12, 19). Par contre, l'étude de 1985 n'a pas mis en évidence cette fluctuation saisonnière particulière, peut-être parce qu'il n'y avait pas de période de refroidissement bien délimitée dans aucun des sites pendant la durée de l'observation (13, 13).

Biodisponibilité du mercure

Toutes les données présentées à la figure 3.1 correspondent aux mesures des concentrations du mercure total. Comme on l'a vu au chapitre 1, le mercure total est composé d'un certain nombre de formes différentes de mercure. Le méthylmercure est l'une de ces formes, et c'est sous cette forme que l'on retrouve le plus souvent le mercure chez les poissons.

La source principale, et de loin, du méthylmercure, est la méthylation de l'ion mercurique (Hg^{2+}) par les **microbes** (6, 6 et 8, 24). Il n'est actuellement pas possible d'obtenir un modèle théorique permettant de prévoir l'effet global de la formation d'un bassin sur la disponibilité d'ion mercurique ou de méthylmercure (6, 8). On a donc eu recours à deux techniques empiriques pour évaluer dans le cadre de l'Accord, la quantité de mercure biodisponible ou méthylable.

Une de ces techniques consistait à définir la quantité de mercure disponible pour la méthylation, comme les formes de mercure qui sont faiblement liées à la surface des particules de sédiments. Ainsi, à partir de là, trois différents paramètres ont été employés dans une série d'expériences en laboratoire pour évaluer la quantité de mercure accessible biologiquement. Les paramètres ont ensuite servi comme éléments d'une variable composée, qui, représentée graphiquement en fonction

de la concentration de mercure du doré, a conduit à des corrélations importantes (8, 46). Mais, il faut remarquer que ces corrélations importantes n'ont été obtenues que pour le doré. De plus, les variables individuelles, soumises séparément aux essais, ont clairement abouti à des corrélations peu importantes, ce qui montre que c'est une combinaison de facteurs, et non un facteur unique, qui déterminent l'absorption de mercure par le doré (8, 47).

Une évaluation plus directe du mercure méthylable a été obtenue en ajoutant de l'ion mercurique par dopage **radioactif** ($^{203}Hg^{2+}$) à une série de **limnoparcs**. Après addition de l'ion dopé, des échantillons de poissons (non piscivores) ont été prélevés à intervalles réguliers dans les parcs pour mesurer l'absorption de mercure radioactif et de mercure total par les poissons. Une fois l'équilibre atteint, il a été possible de calculer le montant de mercure méthylable dans chaque parc limnique en multipliant le mercure total ajouté par le rapport de l'**activité massique** de l'ion dopé ajouté à l'activité massique des poissons (6, Tb 1). Ces calculs ont montré que le montant de mercure méthylable pouvait être relié aux concentrations de mercure total dans l'appareil musculaire des poissons à la fin des expériences. On en a conclu que la biodisponibilité du mercure pour la méthylation n'est probablement pas le seul facteur qui intervient dans la mobilisation du mercure et dans son accumulation dans l'appareil musculaire des poissons (6, 24).

PROCESSUS DE MÉTHYLATION

Étant donné que rien ne prouve qu'il y a augmentation des concentrations de mercure total dans l'environnement de la région visée par l'Accord, ou qu'il existe des différences majeures quant à sa

Figure 3.3A **Concentrations saisonnières de mercure dans le plancton net**

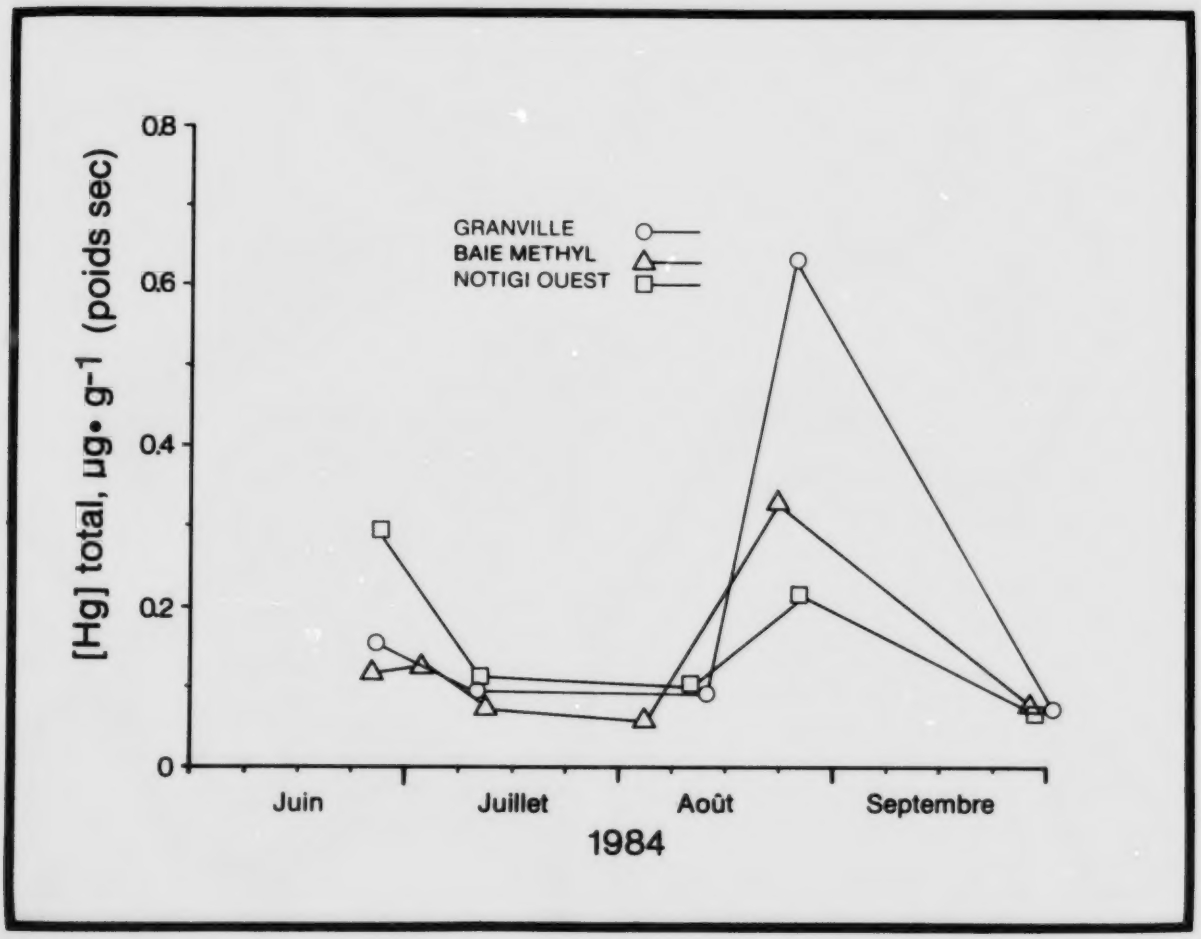
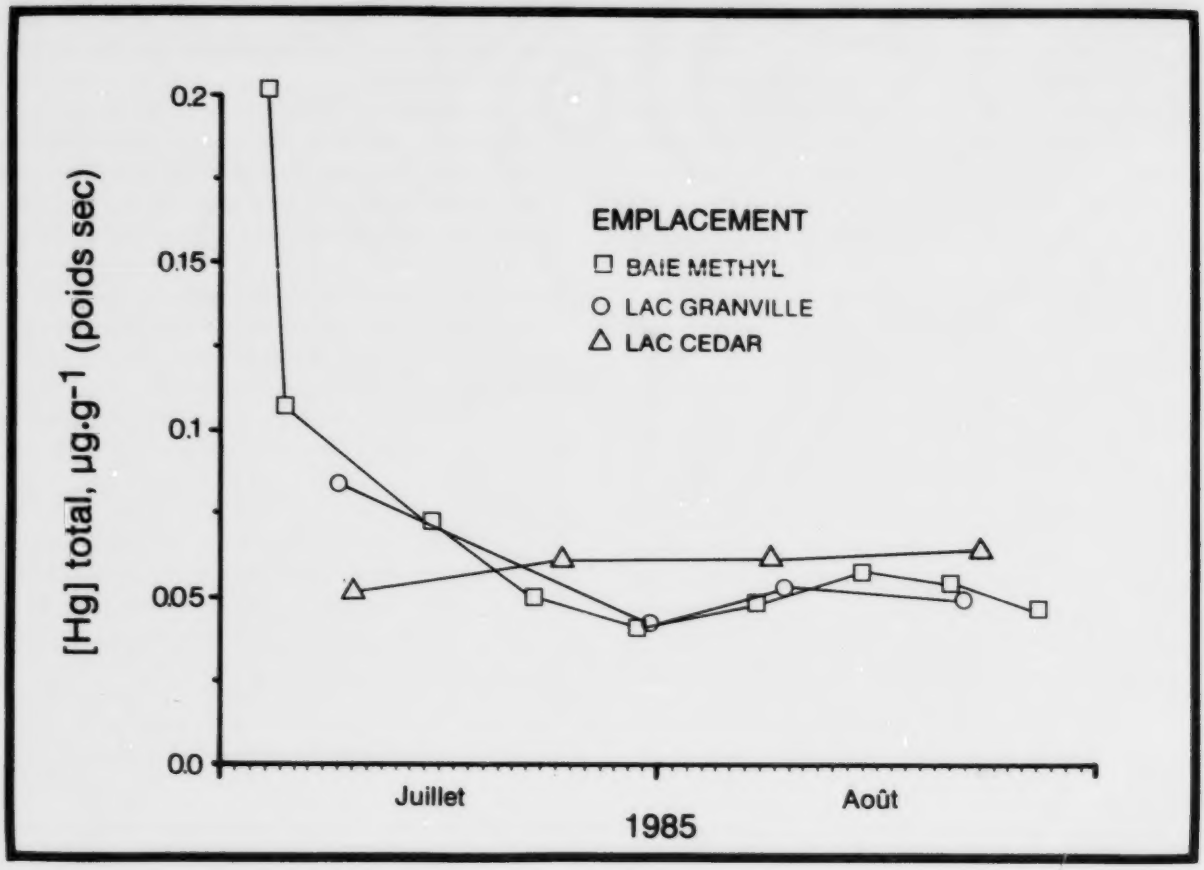


Figure 3.3B **Concentrations saisonnières de mercure dans le plancton net**



répartition spatiale, il faut en conclure que les concentrations élevées de méthylmercure, décelées chez les poissons provenant des lacs le long du réseau de dérivation, résultent de processus qui ont augmenté le taux de transformation d'autres formes du mercure en méthylmercure.

On sait depuis la fin des années 1960 que le méthylmercure est produit naturellement, bien qu'en faibles quantités, dans l'environnement aquatique. On sait également que le méthylmercure est produit et détruit par divers microbes. On a donc émis l'hypothèse que les diverses variations physiques, chimiques et biologiques, qui se sont produites pendant la dérivation, ont probablement modifié la production nette de méthylmercure, et ce principalement en transformant le bilan de l'activité de méthylation et de **déméthylation** à l'intérieur de la communauté microbienne.

Un certain nombre d'expériences ont été effectuées, dans les laboratoires et sur le terrain, pour évaluer les effets de diverses substances et conditions sur la formation de méthylmercure dans les sédiments. Ces substances et conditions ont été choisies parce qu'elles avaient un certain rapport connu avec des situations après la dérivation. Dans certains cas, les effets des substances et des conditions ont été déterminées par la mesure des variations des concentrations de méthylmercure chez les poissons expérimentaux, alors que dans d'autres cas les mesures ont été effectuées directement sur la quantité de méthylmercure produite ou détruite.

Matières organiques

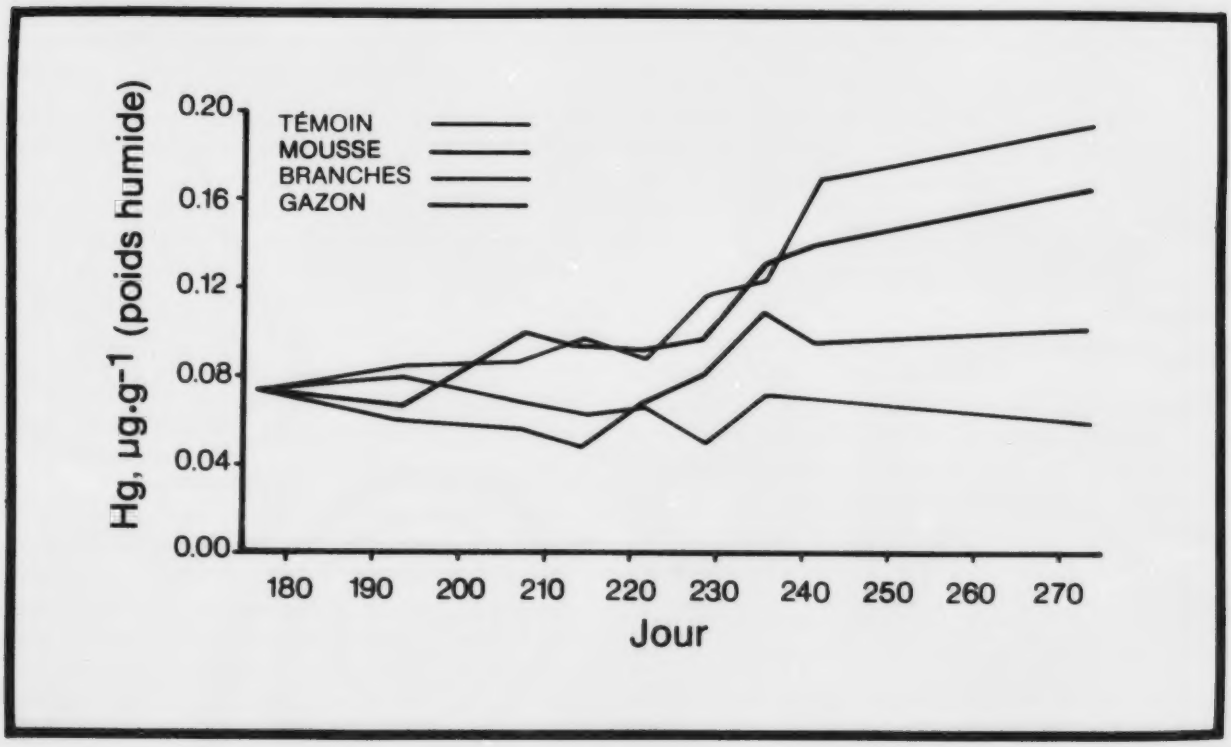
On a effectué une série d'expériences en limnoparcs, avec introduction de mousse, de tourbe et de branches d'épinette noire, qui sont les matières **organiques** les plus communes dans la région visée par l'Accord. Les traitements organiques ont généralement été ramenés à l'échelle de l'aire inondée en prenant le rapport volumique du réservoir Notigi (6, 12).

On a constaté que ces matières stimulaient la **bioaccumulation** du mercure, les branches de l'épinette noire augmentant les concentrations de mercure chez les poissons davantage que ne le faisait la mousse ou la tourbe (6, 18) (figure 3.4). On a aussi observé, au moins dans le cas de la mousse et de la tourbe, que l'effet stimulant est additif, le double de la quantité de matière organique ajoutée entraînant l'accumulation d'un montant double de mercure chez les poissons (6, 18) (figure 3.5). Ces résultats étaient les mêmes quelle que soit l'espèce de poisson (perchaude et méné émeraude) ou le taux de croissance des poissons.

Des expériences en limnoparcs ont également été effectuées, dans lesquelles c'est le gazon de prairie qui était la matière organique ajoutée. Les résultats ont montré que l'addition de gazon de prairie stimulait la production du méthylmercure autant que les autres matières organiques (figure 3.4). Cela montre que l'effet activateur de l'inondation sur les concentrations de mercure chez les poissons est une réaction générale, qui ne se limite pas à la zone des forêts boréales (6, 19). La grande diversité des matières organiques activatrices a aussi été confirmée par des expériences en laboratoire, avec des algues d'eau douce (figure 3.6), qui ont donné des résultats comparables à ceux obtenus par addition de mousse (8, 26).

Des expériences en laboratoire ont montré que l'addition de mousse pulvérisée à des suspensions de sédiments et d'eau activait la méthylation nette du mercure **minéral**, aussi bien dans un milieu **aérobie** qu'**anaérobie** (8, 25) (figure 3.7). Des expériences à court terme, en laboratoire, dans lesquelles on faisait varier la quantité de mousse, tout en maintenant constante la période d'incubation, ont révélé qu'une augmentation illimitée de la quantité de mousse n'a pas entraîné un accroissement illimité de la production nette de méthylmercure (figure 3.8). D'autres expériences à court terme, toujours en laboratoire, pour comparer la production de méthylmercure par des sédiments de divers endroits de la région visée par l'Accord, ont montré que l'addition de mousse ralentissait en fait la production de méthylmercure dans les sédiments dont la concentration de carbone organique était la plus élevée (8, 28).

Figure 3.4 **Addition de matières organiques lors des expériences en limnoparcs (fond naturel), 1984**



La courte durée de ces expériences en laboratoire avec la mousse, comparativement aux expériences avec la mousse dans les limnoparcs, pourrait expliquer la différence des résultats. D'autres expériences de courte durée en laboratoire, effectuées dans le cadre de l'Accord, ont révélé que la mousse peut inhiber la méthylation, peut-être en séquestrant le mercure dissous, si sa concentration est élevée. Cette inhibition peut être de courte durée, car, à mesure que la mousse est décomposée et utilisée comme source nutritive par les microbiocénoses, du mercure fixé peut être libéré et méthylé (5, 21).

En résumé, les expériences en limnoparcs et les expériences en laboratoire ont abouti aux mêmes résultats fondamentaux, à savoir qu'un grand nombre de matières organiques pouvaient activer la production du méthylmercure.

Agents nutritifs minéraux

On a procédé à des additions de phosphore et d'azote à des limnoparcs pour activer les concentrations et la productivité primaire de **chlorophylle** à des niveaux comparables à ceux du réservoir Notigi, pendant et après la mise en eau. Le taux de productivité primaire dans les limnoparcs traités était deux fois plus élevé que le taux de productivité dans les limnoparcs témoins, mais il n'y avait aucun effet sur l'absorption de ^{203}Hg, du mercure total, ni sur la croissance des poissons (6, 20) (figure 3.9). Il faut cependant noter que la charge de carbone organique total, après l'addition d'**agent nutritif** minéral, ne représentait qu'environ 10 % de la charge de carbone organique après les traitements à la mousse à la tourbe et à l'épinette noire. Par conséquent, l'effet potentiel sur la croissance bactérienne et la méthylation du mercure lors des traitements à la mousse à la tourbe et à l'épinette était beaucoup plus important en raison de la plus grande disponibilité de **substrat** (6, 20).

Sédiments (argile)

Comme on l'a noté au chapitre 1, une différence qualitative majeure entre l'eau du lac Southern Indian et celle de la plus grande partie du réservoir Notigi était la forte concentration de sédiments en suspension dans le lac Southern Indian. Les sédiments en suspension provenant de l'érosion peuvent être une source de mercure dans les réservoirs. On

Figure 3.5 **Addition de quantités variables de mousse dans les expériences en limnoparcs (fond naturel) 1982**

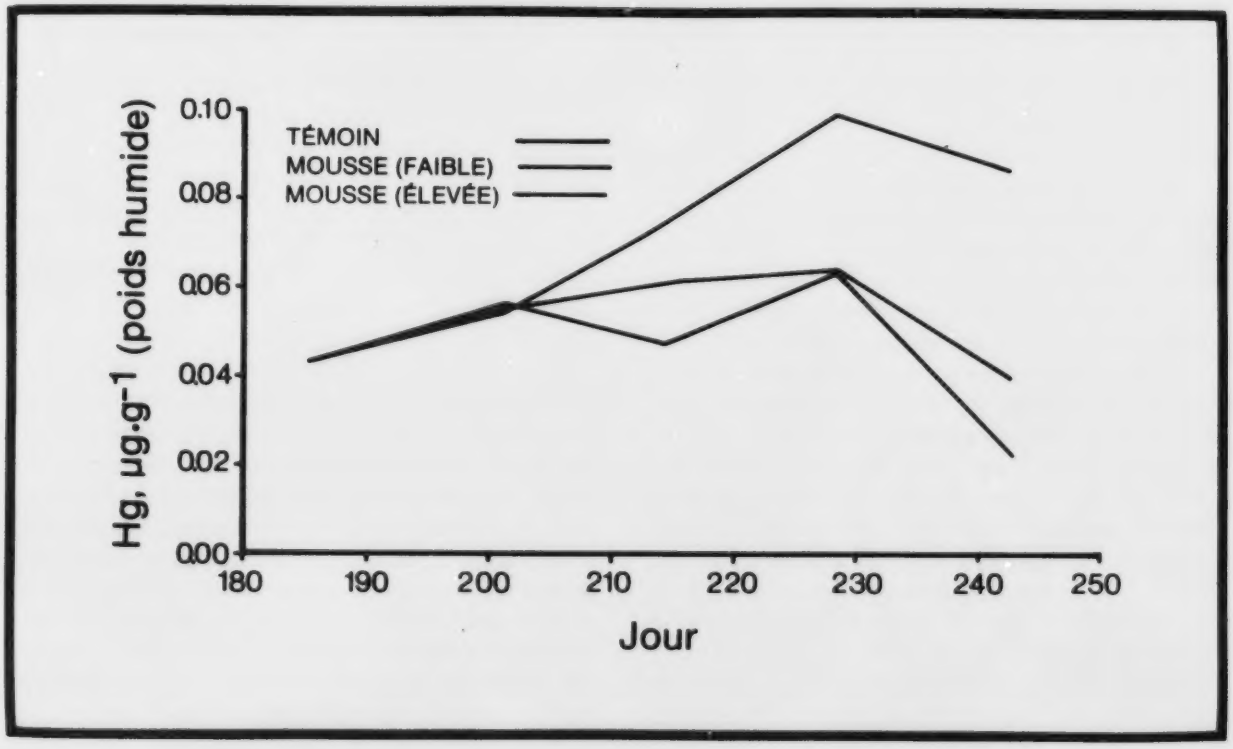
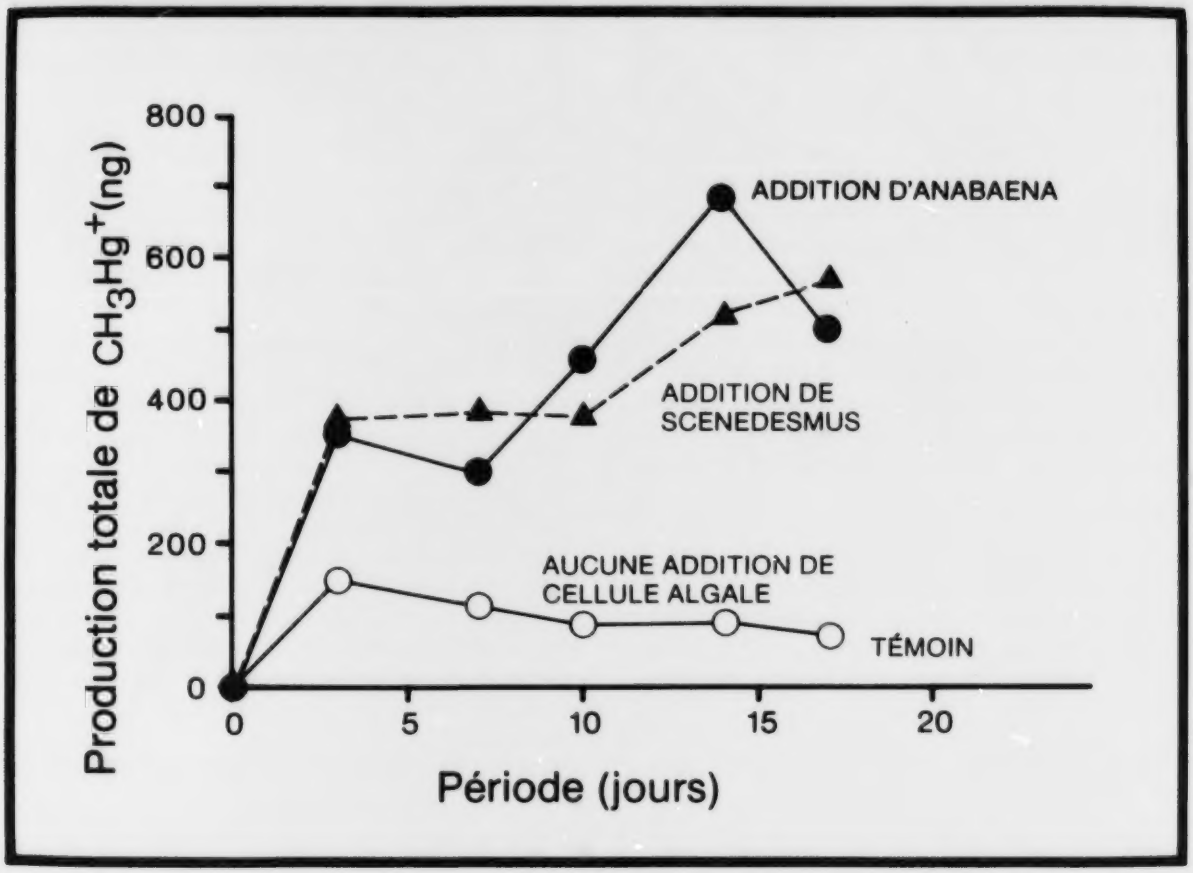


Figure 3.6 **Effet de différentes cellules algales sur la formation de méthylmercure**



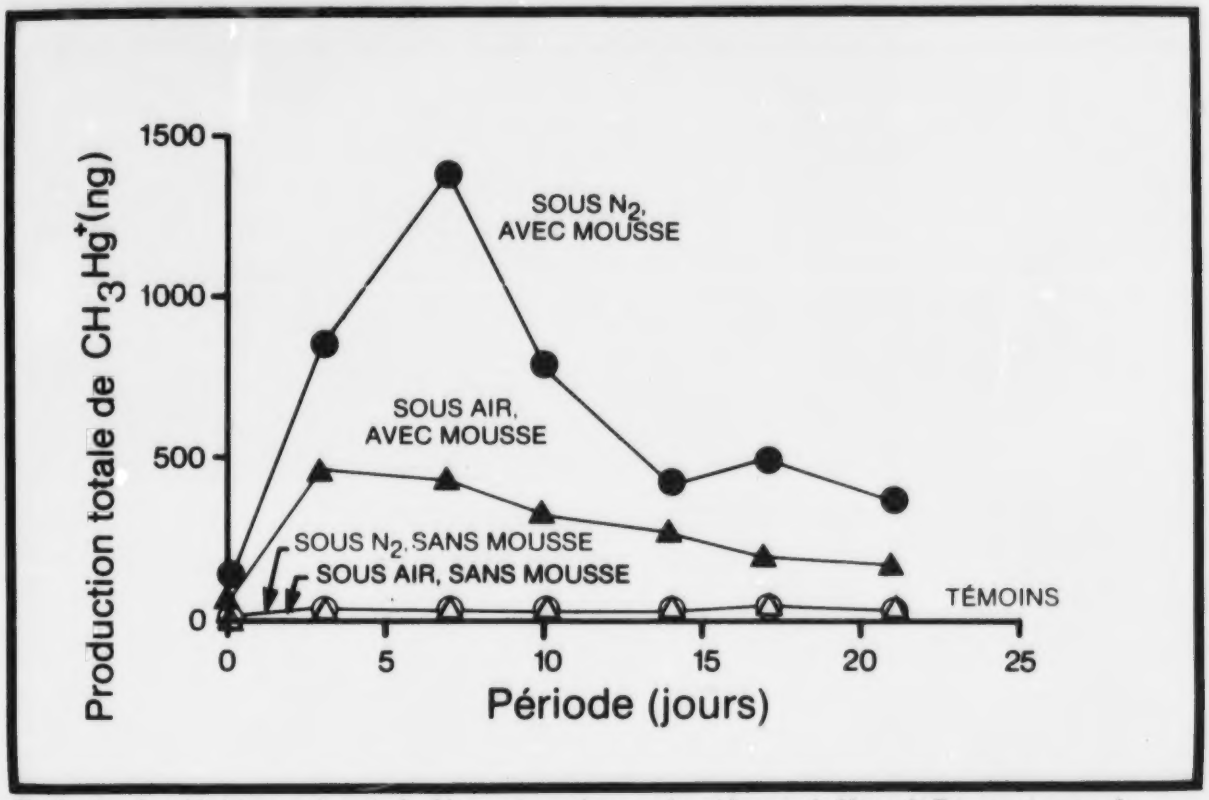
(Production de méthylmercure à partir de chlorure mercurique par les sédiments de Mynarski est, en présence d'azote)

a effectué une série complète d'expériences en limnoparcs, avec addition de sédiments en suspension. Toutes ces expériences ont montré que les sédiments en suspension avaient soit un effet négligeable, soit un effet stimulant sur l'accumulation de mercure chez les poissons (figure 3.10).

L'addition de sédiments en suspension a été proposée comme mesure possible d'atténuation dans les études sur le réseau hydrographique English-Wabigoon, contaminé par le mercure. Comme il a été déjà démontré que les sédiments provenant de l'érosion de rives argileuses n'entraînaient pas une diminution de l'accumulation de mercure chez les poissons, on a ajouté des sédiments provenant d'un fond de lac à un limnoparc traité à la mousse et la tourbe, pour vérifier son pouvoir d'atténuation (figure 3.11). Les sédiments en suspension n'avaient aucun effet sur l'absorption de mercure total, et il n'est donc pas prouvé que l'addition de sédiments en suspension ait un effet d'atténuation en l'espace d'une année (6, 22).

On a également effectué un certain nombre d'expériences en laboratoire pour déterminer l'effet de la nature argileuse de la rive sur la méthylation du mercure. Il s'est révélé que l'effet de l'argile sur la méthylation était complexe, comme on pouvait s'y attendre d'après la composition complexe de l'argile. L'une des conséquences, soit l'effet tampon sur le pH par les carbonates minéraux associés, peut expliquer la raison pour laquelle l'argile des rives dans son état primitif a entraîné une augmentation de la production de méthylmercure, car, lorsque les suspensions expérimentales ont été traitées au tampon pour empêcher les variations de pH, il y a eu une faible inhibition de la production de méthylmercure par l'argile (8, 33).

Figure 3.7 **Effet de l'addition de mousse en milieux aérobie et anaérobie sur la protection de méthylmercure**



(Production de méthylmercure à partir de chlorure mercurique par les sédiments de Mynarski Est, avec tampon de carbonate de calcium)

Mercure dissous

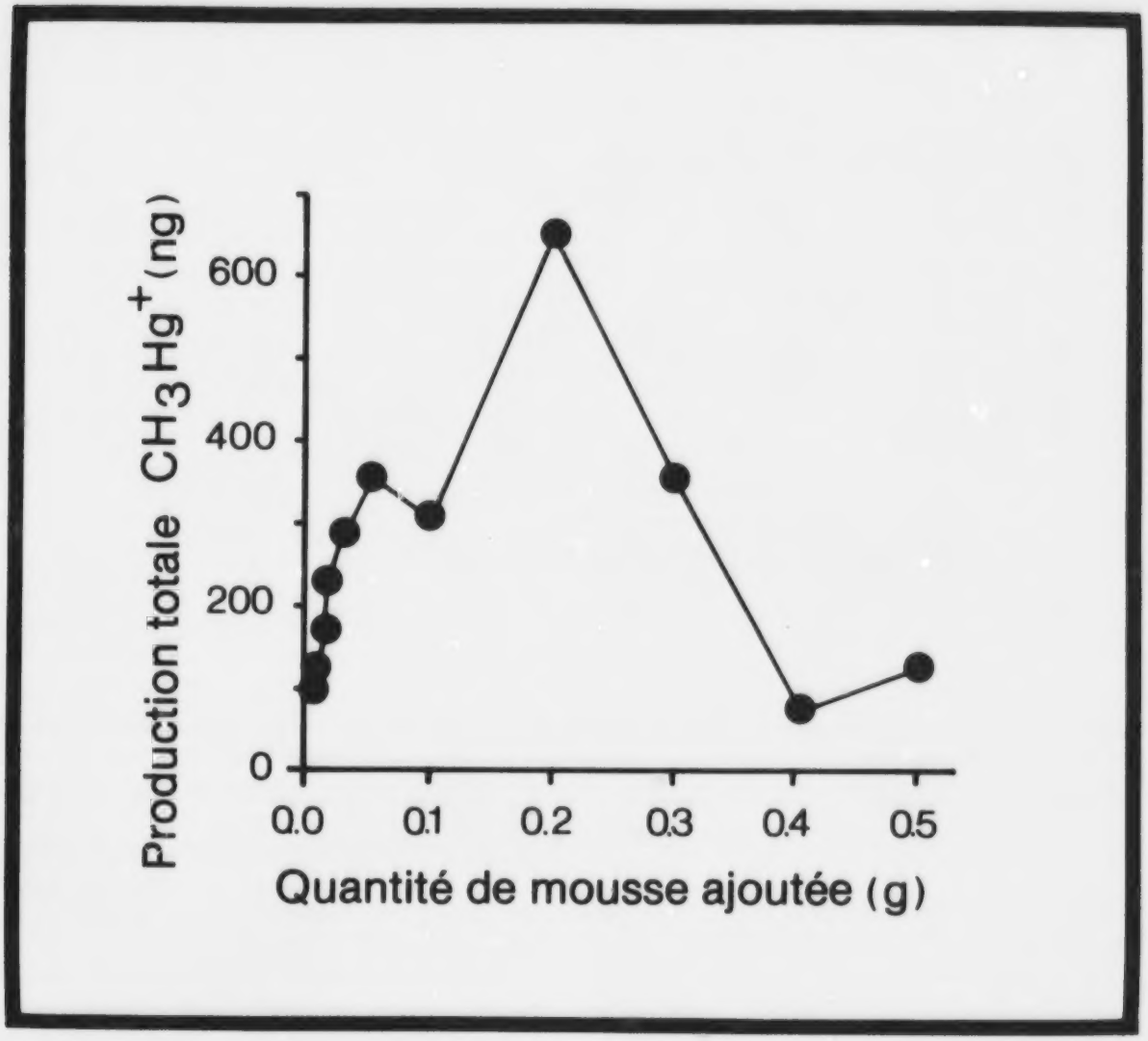
Des expériences en laboratoire ont été effectuées pour évaluer l'effet du **chlorure mercurique** dissous sur la production de méthylmercure. Les sédiments ont été incubés, en milieu anaérobie, avec et sans addition de mousse, pendant une période donnée. Différentes concentrations de chlorure mercurique dissous ont été ajoutées, allant de zéro à des concentrations dans la suspension cinq fois plus grandes que celles mesurées dans les échantillons de sédiments.

La production de méthylmercure a augmenté pendant pratiquement tout l'intervalle de concentration croissante de chlorure mercurique, aussi bien dans les expériences avec que sans addition de mousse. Mais, aux concentrations les plus élevées de chlorure mercurique, la production de méthylmercure dans l'expérience avec addition de mousse a décliné. On a émis l'hypothèse que les microbes dominants pour la méthylation du mercure dans les suspensions enrichies en agent nutritif étaient plus sensibles aux effets toxiques du chlorure mercurique, que les méthylateurs dans les suspensions qui n'avaient pas été enrichies (8, 31).

Des expériences en limnoparcs ont également été effectuées pour déterminer si le mercure ajouté par dopage radioactif avait influé sur les résultats des expériences précédentes en limnoparcs. Les additions de chlorure mercurique ont été effectuées à trois différentes concentrations, qui ont augmenté les concentrations de mercure total dans les limnoparcs de 0, 2 et 10 $ng \cdot L^{-1}$. La concentration la plus élevée de mercure résultant du dopage radioactif dans l'un quelconque des limnoparcs précédents était de 8 $ng \cdot L^{-1}$, (6, 15). Une expérience de confirmation a été effectuée par addition de mousse et de tourbe à deux limnoparcs, dont l'un seulement a été dopé à l'aide d'un radioisotope de mercure.

À la fin d'août (date d'achèvement de la plupart des expériences en limnoparcs), les concentrations de mercure total chez la perchaude ne présentaient

Figure 3.8 **Effet à court terme de l'addition de quantités variables de mousse sur la production de méthylmercure**



(Sédiments du lac Mynarski est incubés pendant 7.6 jours sous azote, en présence de chlorure mercurique)

aucune différence entre les trois limnoparcs dopés. C'était également le cas entre les deux limnoparcs qui avaient été traités avec les matériaux de mousse et de tourbe (6, 15) (figure 3.12). Cependant, à la fin de septembre, le limnoparc avec la concentration la plus élevée de mercure ajouté présentait les plus fortes concentrations de mercure dans l'appareil musculaire de la perchaude. De même, le limnoparc à mousse et à tourbe, avec addition de mercure, présentait une concentration de mercure plus élevée chez les poissons que le parc à mousse et à tourbe sans addition de mercure (6, 15). On a supposé que l'addition de mercure aboutissait à la sélection sur trois mois de bactéries résistant au mercure, qui sont des méthylateurs efficaces (6, 26).

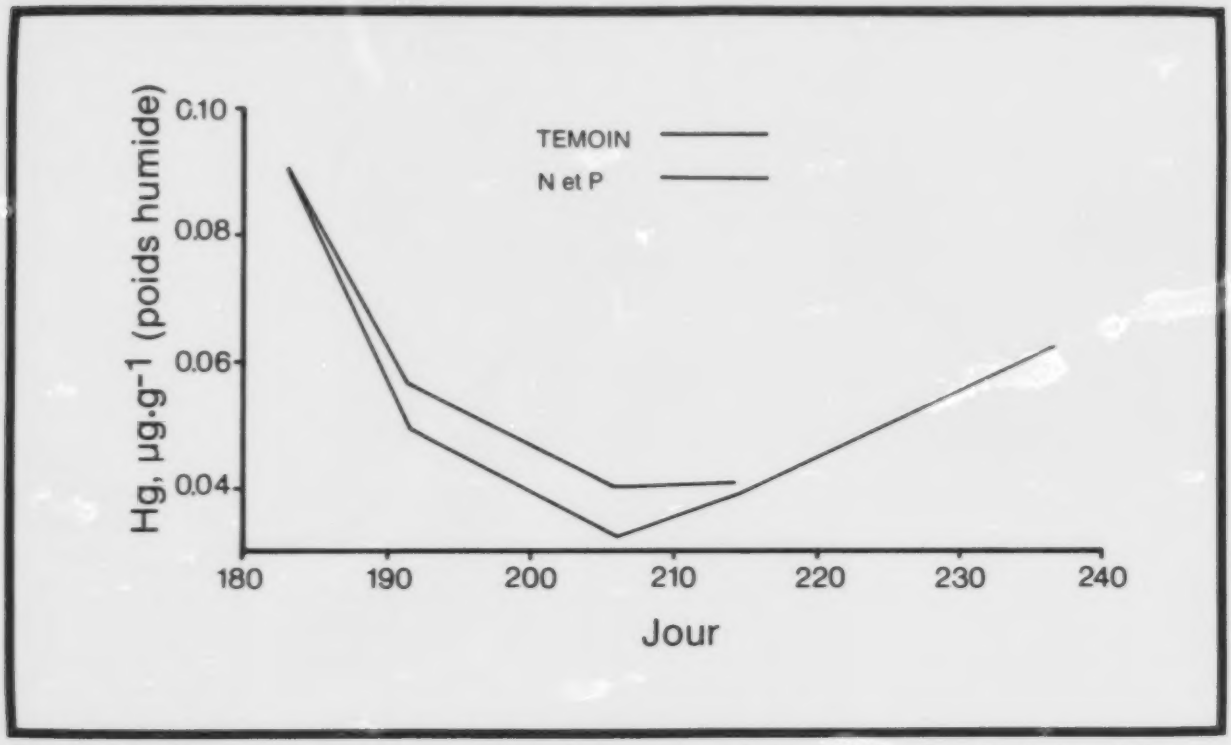
En résumé, l'addition de mercure minéral peut augmenter la quantité de méthylmercure, dont la valeur dépendra de la quantité de mercure ajoutée et de la durée de la période pendant laquelle l'effet est mesuré. Cette réaction semble tributaire de l'effet sur la communauté microbienne et en particulier sur la sélection de méthylateurs efficaces à l'intérieur de cette communauté.

Inondation (1980)
Northern Flood Committee

Lac Granville non inondé
Agassiz North Association

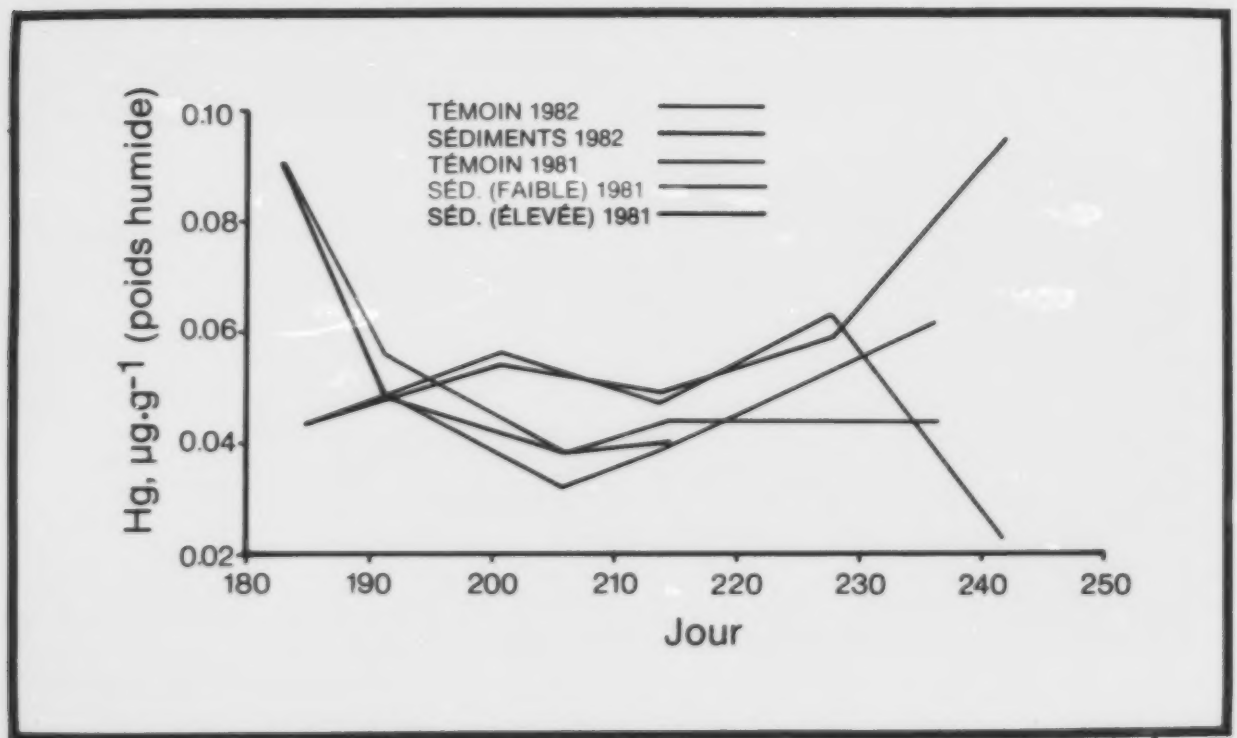
Lac Southern Indian
Ministère des Pêches et Océans

Figure 3.9 **Addition d'azote et de phosphore lors d'expériences en limnoparcs (fond en matière plastique), 1981**



(Certains échantillons proviennent du tissu musculaire, d'autres correspondent au poisson entier moins les intestins)

Figure 3.10 **Addition de sédiments dans les expériences en limnoparcs, 1981 et 1982**



(Certains échantillons proviennent du tissu musculaire, d'autres correspondent au poisson entier moins les intestins. Les expériences de 1981 ont été effectuées dans des limnoparcs à fond en matière plastique, celles de 1982 sur un fond naturel)

Figure 3.11 **Addition de mousse et de sédiments lacustres dans les expériences en limnoparcs (fond naturel), 1983**

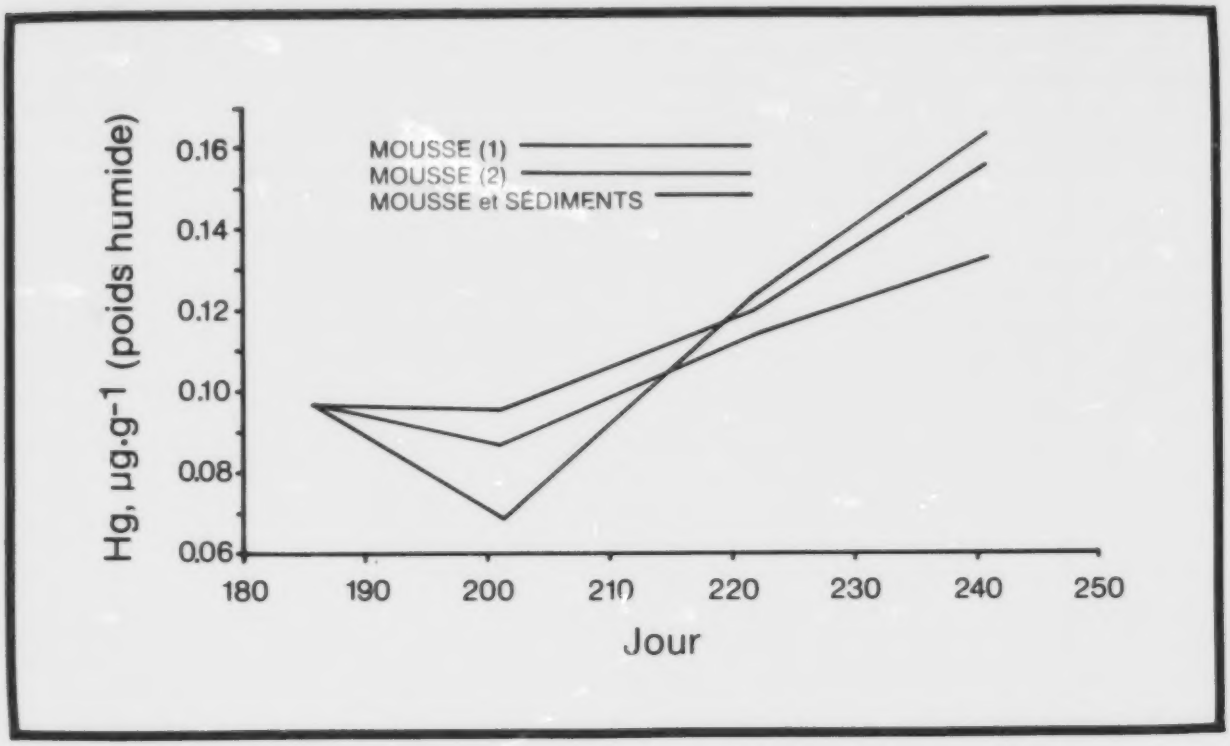
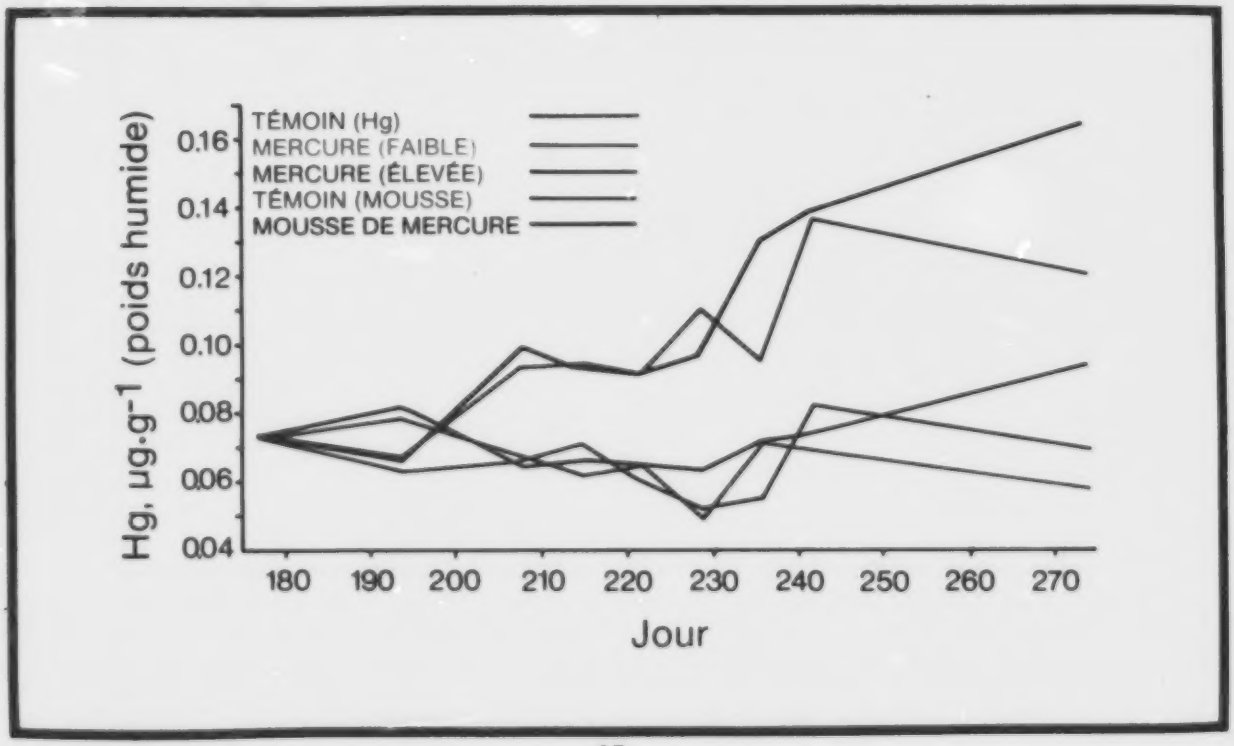


Figure 3.12 **Addition de mercure dissous dans les expériences en limnoparcs (fond naturel), 1984**



Oxygène

Les expériences en laboratoire faites dans le cadre de l'Accord pour évaluer les effets de l'oxygène sur la production nette de méthylmercure ont révélé que la production était beaucoup plus élevée en l'absence d'oxygène, lorsque la concentration de sulfure était faible (8, 25). Cela était généralement le cas dans la région visée par l'Accord. D'autres études ont également montré que la méthylation biologique du mercure est étroitement liée à la concentration d'oxygène, avec une augmentation abrupte lorsque la concentration d'oxygène baisse en-dessous de 3 à 4 ppm (12, 22).

La région visée par l'Accord ne présentait généralement pas de concentrations réduites d'oxygène près du fond (figure 3.13) et, par conséquent, la faible concentration d'oxygène n'était pas responsable en premier lieu des forts taux de méthylation. Mais, la faible concentration d'oxygène au fond du lac Issett suffisait à expliquer le taux beaucoup plus élevé de méthylation observé à cet endroit, comparativement aux autres sites le long du réseau de dérivation (12, 22).

Bien que la région visée par l'Accord ne présente généralement pas de concentration réduite d'oxygène, l'eau de fond de Notigi accusait un caractère **anoxique** pendant la période de remplissage (1974-1976), qui a persisté dans les bassins les moins bien arrosés même après amélioration des conditions dans le bras principal du réservoir grâce à la dérivation. Bien que la situation soit maintenant améliorée, le réservoir Notigi accuse encore une consommation nette d'oxygène à mesure que l'eau du lac Southern Indian le traverse. Toutes les parties du réservoir Notigi présentent des concentrations sensiblement plus faibles d'oxygène que l'eau qui y pénètre en provenance de la baie South (9, 20).

pH

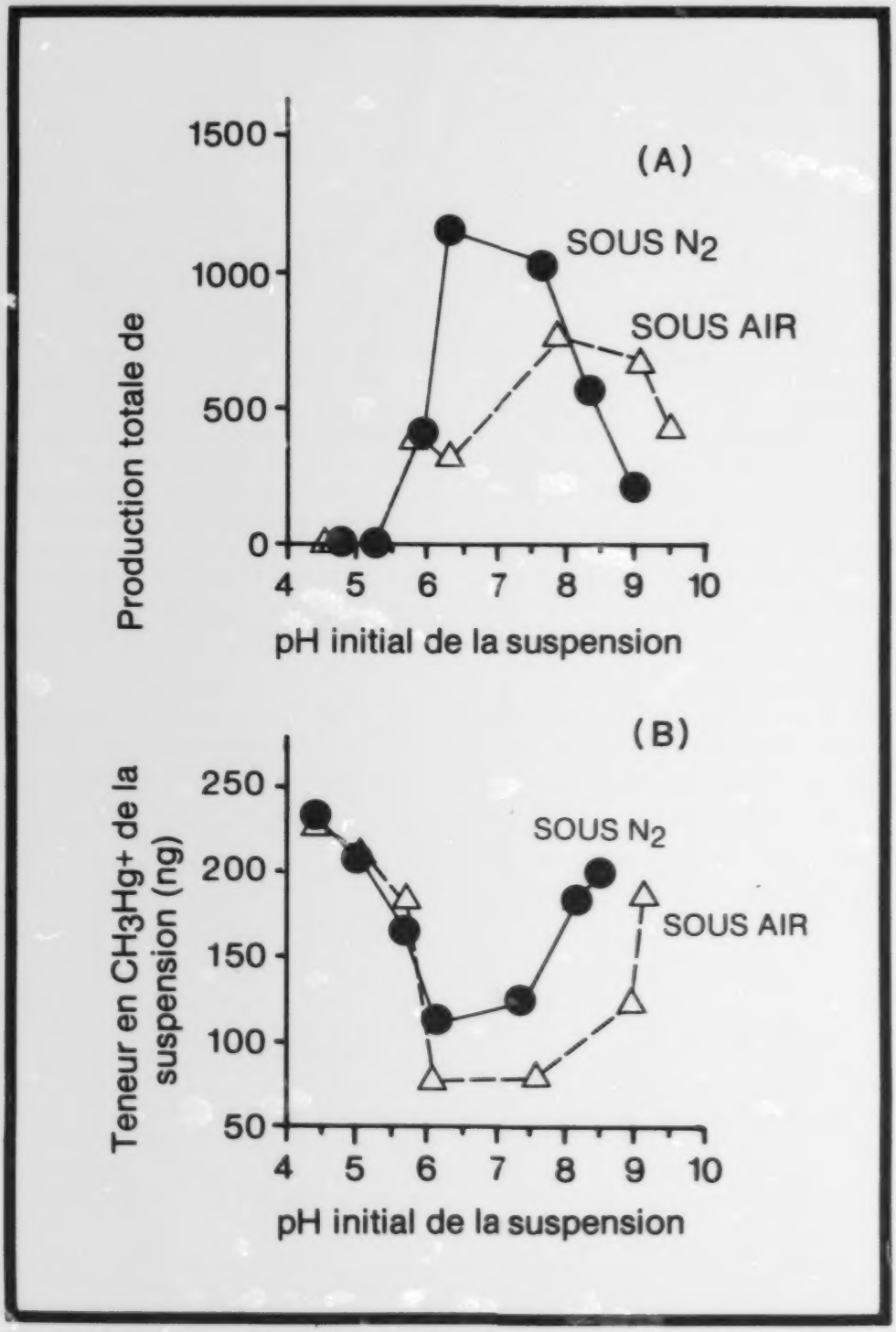
Des expériences ont été faites en laboratoire pour évaluer les effets du pH sur la production nette de méthylmercure. Dans certaines des expériences c'est le chlorure mercurique qui servait de matière de départ, alors que dans d'autres, c'est l'acétate de méthylmercure qui était utilisé. Les pH

Figure 3.13 **Concentrations d'oxygène dissous de divers lacs, 1984**

Moyennes pondérées pour le temps (ppm), 1984

Emplacement	Au bord	Au large
Lac Granville	9.1	8.4
Lac Mynarski est	9.4	8.7
Lac Southern Indian, région 5	9.5	9.1
Baie Méthyl	9.1	9.5
Lac Notigi ouest	8.6	7.1
Lac Issett	3.1	2.5
Lac Stephens	8.9	8.9
Lac Sipiwesk	9.0	8.3
Lac Reindeer	9.8	9.5

Figure 3.14 **Effet du pH sur la méthylation nette**



(Les sédiments du lac Mynarski est ont été enrichis avec de la mousse et incubés pendant 7 jours en présence de a) chlorure mercurique ou b) acétate de méthylmercure sous azote)

initiaux des suspensions variaient de 4 à 10. La figure 3.14 montre que des pH d'environ 6.0 à 7.5 étaient les valeurs optimales pour la production de méthylmercure.

Les valeurs moyennes de pH mesurées dans 12 sites de la région visée par l'Accord en 1983 s'établissaient comme suit : sédiments, pH 6.93; eau de fond, pH 6.99; eau de surface, pH 7.36 (8, 32). Ainsi, les valeurs de pH dans la région visée par l'Accord sont idéales pour la production nette de méthylmercure.

Température

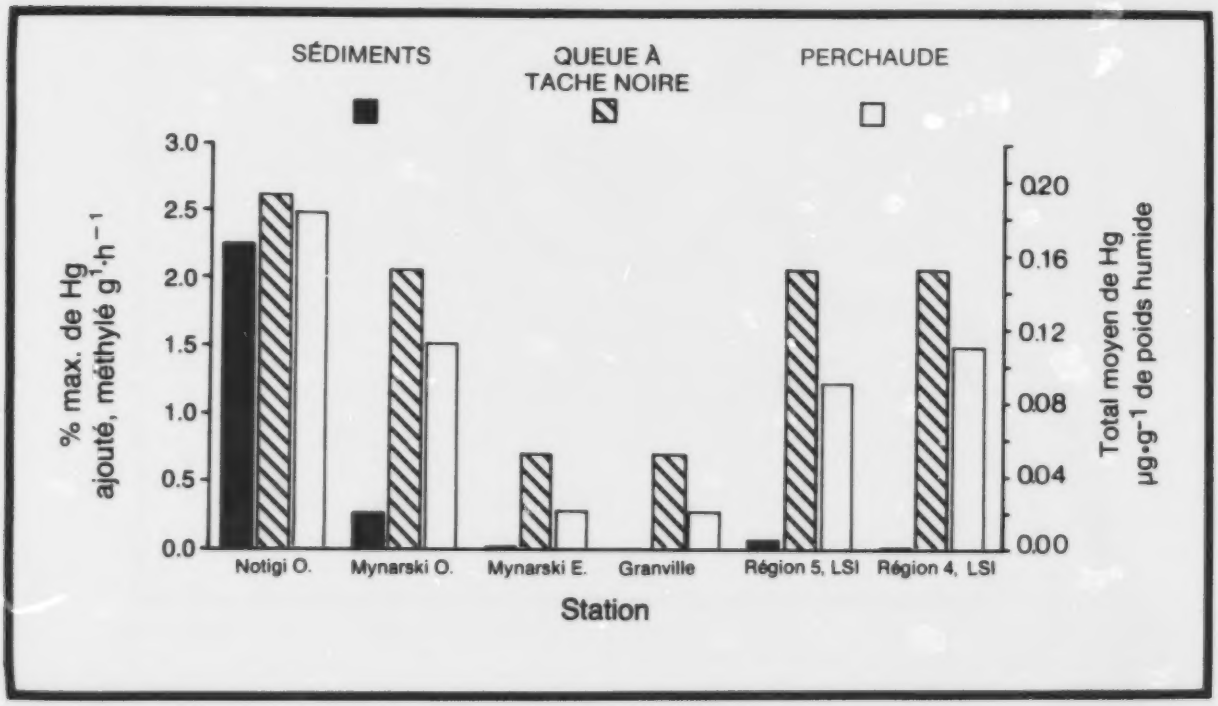
Des études antérieures effectuées dans le cadre de l'Accord ont révélé une corrélation négative entre les concentrations de mercure chez les poissons et les températures de l'eau. Ce résultat est surprenant si l'on considère le caractère saisonnier du taux de méthylation du mercure aux sites de la baie Methyl en 1982, où le taux était maximal au milieu de l'été. Ce caractère saisonnier laisse supposer que la température est un facteur positif, et non négatif, influant sur le taux d'approvisionnement en méthylmercure. En outre, il n'y avait aucune preuve démontrant que les corrélations entre les concentrations de mercure chez les poissons et les températures de l'eau étaient dues à un effet indirect de la température sur la croissance des poissons (3, 15).

Les expériences ultérieures, bien que non conçues pour évaluer spécialement l'effet de la température de l'eau, n'ont révélé aucune relation évidente entre la température et la concentration de mercure chez les poissons (9, 14). Il semble donc que la corrélation précédente était erronée.

TAUX DE MÉTHYLATION ET QUANTITÉ DE MERCURE CHEZ LES POISSONS

Les concentrations de mercure chez les petits poissons et les **taux spécifiques** de méthylation du mercure là où le sol était inondé, sont liés par des corrélations fortement positives (3, 12). Comme l'illustre la figure 3.15, Notigi ouest présente les taux de méthylation les plus élevés dans les sédiments et les concentrations de mercure les plus fortes dans l'appareil musculaire des poissons. Les concentrations de mercure chez les poissons et les taux de méthylation dans les sédiments étaient aussi comparables dans les échantillons de Mynarski ouest et de la Région 5 du lac Southern Indian. De

Figure 3.15 **Relation entre les taux de méthylation du mercure et les concentrations de mercure chez les poissons (données de l'étude), 1982**



tous les sites qui présentaient les taux de méthylation les plus bas, seuls les poissons échantillonnés dans la Région 4 du lac Southern Indian accusaient des concentrations relativement élevées de mercure. Il est possible que les bactéries de méthylation à ce site ont été échantillonnées pendant une période de déclin, ou que le site échantillonné n'était pas représentatif de l'habitat fréquenté par les poissons échantillonnés (5, 10).

Contrairement aux échantillons de l'étude sur le mercure de 1982, qui avaient été prélevés à des sites inondés depuis six ans, les expériences en limnoparcs de 1982 n'ont révélé aucune relation apparente entre le mercure total dans l'appareil musculaire des poissons et les taux spécifiques moyens de méthylation du mercure (5, 3). On a émis l'hypothèse voulant que la raison pour laquelle les taux de méthylation mesurés ne reflétaient pas toujours la concentration totale de mercure chez les poissons de ces parcs était la suivante : les limnoparcs n'ont pas un régime constant du point de vue microbiologique (5, 22), et les microbiocénoses ont spatialement un caractère hétérogène.

RAPPORT MÉTHYLATION/DÉMÉTHYLATION (M/D)

Étant donné que le méthylmercure est à la fois produit et dégradé dans le milieu aquatique, les taux spécifiques de méthylation et de déméthylation ont été mesurés au bord et au large de réservoirs et de lacs témoins. Le rapport du taux de méthylation aux taux de déméthylation (rapport M/D) a été proposé comme le meilleur indicateur de l'effet net des deux processus et, par conséquent, du potentiel d'un réseau aquatique de générer de fortes concentrations de mercure chez les poissons (12, 3). Trois importantes observations ont été faites grâce à ces études.

Premièrement, les taux spécifiques de méthylation étaient généralement plus élevés dans les zones touchées par l'inondation, que dans les sédiments lacustres naturels non inondés (9, 24). Les endroits situés sur le bord, échantillonnés en 1984 dans la baie Methyl et dans la Région 5 du lac Southern Indian, par exemple, se trouvaient tous sous des terrains inondés, alors que les emplacements échantillonnés voisins, situés au large de l'eau, se trouvaient sur des sédiments lacustres naturels, non inondés. Les taux spécifiques de méthylation et les rapports méthylation/déméthylation étaient tous plus élevés dans les endroits situés au bord de l'eau (inondés), que dans les endroits éloignés du bord (non inondés) (figure 3.16). Les mesures dans des réservoirs fortement inondés, comme Notigi ouest, où les sites du bord et du large se trouvaient tous sur des terrains inondés, ont révélé des taux de méthylation et des rapports méthylation/déméthylation aussi élevés ou plus élevés pour les sites éloignés du bord, que pour les sites du bord de l'eau.

De même, des études comparatives entre les réservoirs ont montré que les taux spécifiques de méthylation étaient sensiblement plus élevés (de 1.7 à 8.3 fois plus élevés) au bord de l'eau de réservoirs (terrain inondé) qu'au bord de lacs témoins (non inondés, sédiments lacustres naturels). En général, les taux de méthylation à des endroits inondés étaient de façon assez étonnante semblables en 1984, excepté le taux quatre fois plus élevé, mesuré au site du lac Issett (12, 9).

Contrairement aux taux élevés de méthylation au bord de l'eau, au-dessus de matériaux inondés, les taux saisonniers spécifiques moyens de déméthylation étaient soit égaux, soit inférieurs dans les réservoirs, comparativement aux lacs témoins. Résultat : le rapport M/D était haussé davantage que la méthylation seule à tous les endroits sauf un (12, 10) (figure 3.16).

Deuxièmement, un mode saisonnier distinct a été observé pour les taux spécifiques de méthylation tant en 1984 (12, 9) qu'en 1985 (13, 19). Ce caractère distinct, qui se retrouvait aussi bien pour les stations du bord que du large, dans tous les lacs et réservoirs étudiés, montre que les taux les plus élevés se situent en août, généralement pendant la première moitié du mois, les taux de méthylation faibles à non décelables se retrouvant au début et à la fin de la période d'échantillonnage (12, 9).

Les preuves d'une possible variation saisonnière pour les taux spécifiques de déméthylation étaient moins concluantes. Aucune tendance nette n'était évidente en 1984 (12, 20). Il y avait évolution saisonnière en 1985, mais elle était moins nette pour l'un des lacs que pour les deux autres lacs échantillonnés (13, 12).

L'effet combiné sur le rapport de méthylation/déméthylation était l'obtention d'un mode saisonnier à pics très élevés, les rapports les plus forts se situant à la fin de juillet et en août dans tous les lacs et bassins étudiés (9, 24) (figures 3.17 et 3.18).

La troisième observation importante était le manque de relation entre les taux spécifiques de méthylation ou les rapports M/D et les concentrations de mercure dans les sédiments ou dans l'eau

Figure 3.16A **Taux saisonniers moyens de méthylation et rapports de méthylation/déméthylation pour les stations du bord et du large**

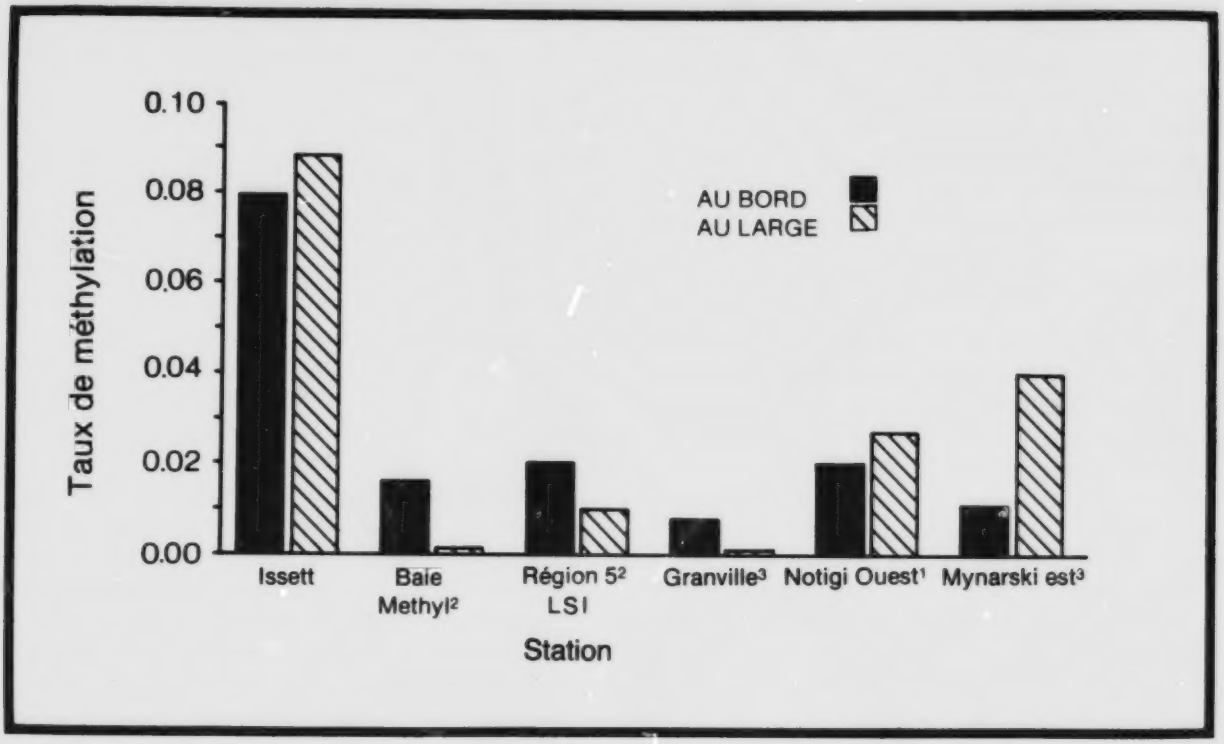
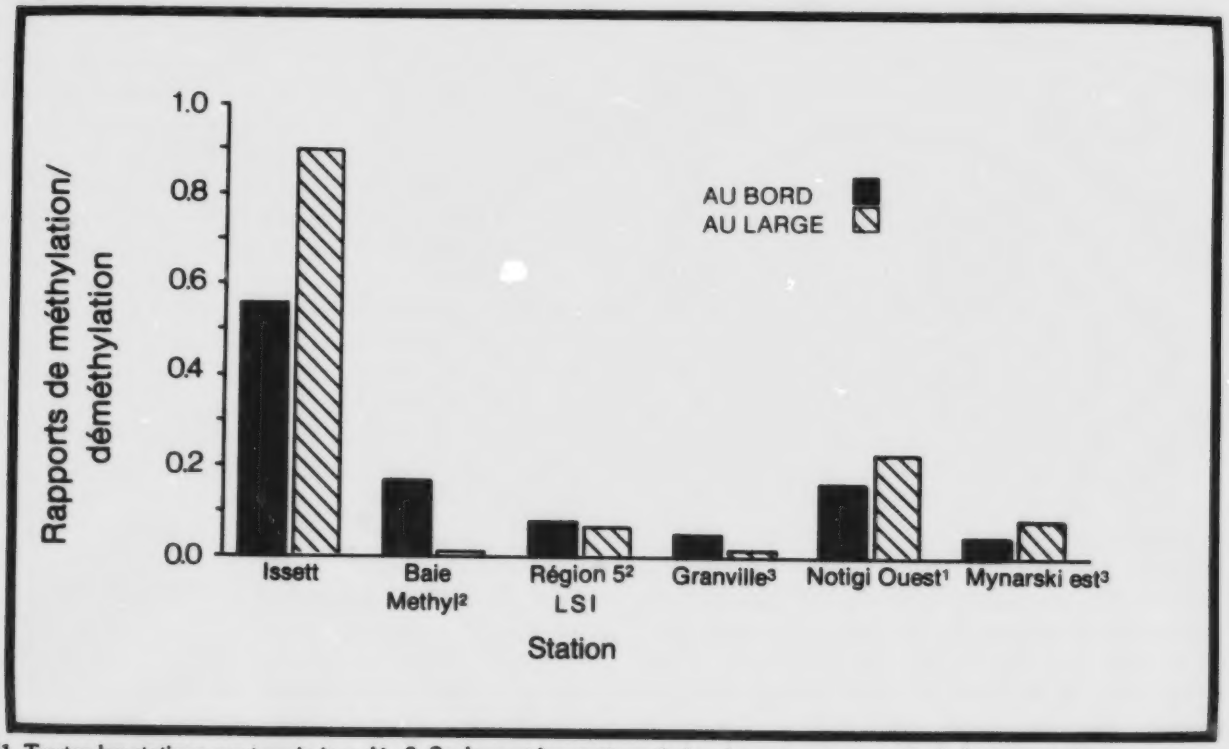
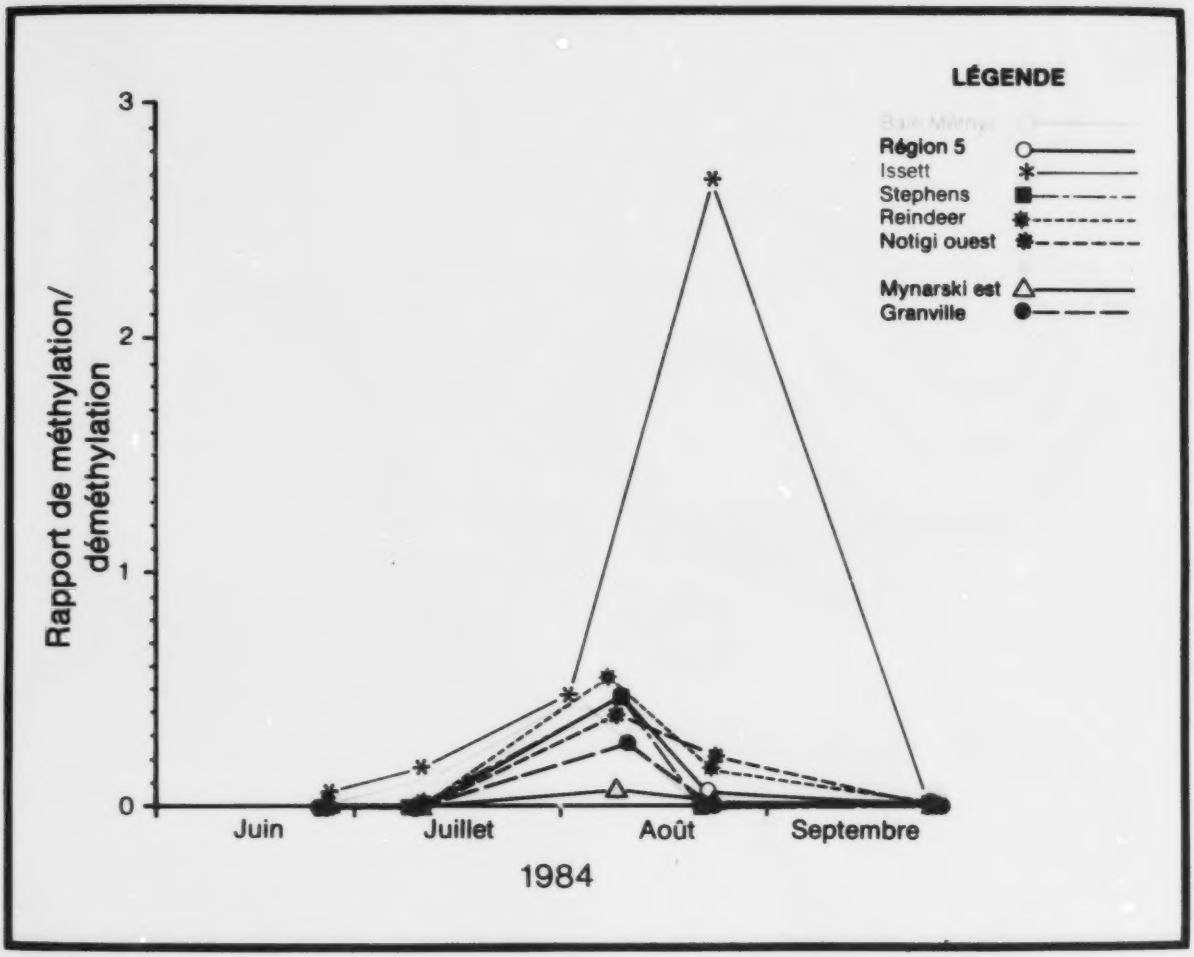


Figure 3.16 B



(1. Toutes les stations sur terrain inondé. 2. Seulement les stations du bord, sur terrain inondé. 3. Aucune station sur terrain inondé)

Figure 3.17 **Caractère saisonnier des rapports de méthylation/déméthylation pour les stations au bord de l'eau, 1984**



(les dernières correspondant aux concentrations estimatives de mercure dans le **zooplancton**) (9, 25). Cependant, il est intéressant de noter que la période de taux maximaux de méthylation et de rapports maximaux M/D coïncide avec la période d'absorption la plus rapide de mercure chez les poissons (9, 24).

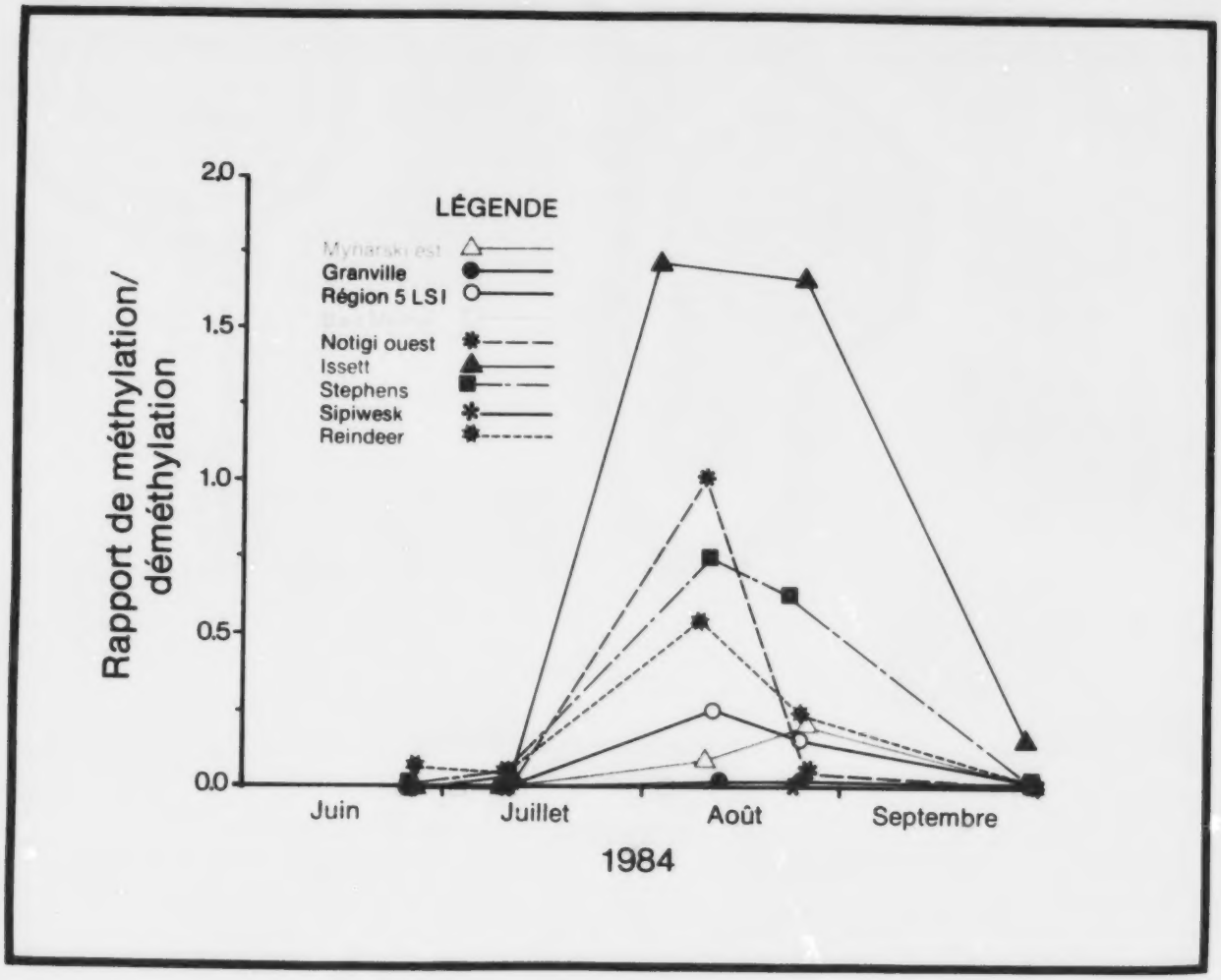
Les expériences de 1984 ont montré qu'entre le 3 août (215^{e} jour) et le 25 août, les poissons des limnoparcs ayant fait l'objet d'un traitement organique accusaient de 70 à 80 % de leur variation globale de concentration de mercure, alors que les poissons dans les limnoparcs témoins n'accusaient qu'une légère augmentation pendant la même période. La période d'absorption de mercure de 1984 démontre encore davantage le rôle essentiel de la méthylation bactérienne lors de l'absorption de mercure par les poissons (6, 27).

ABSORPTION DE MERCURE PAR LES POISSONS

Les études dans le cadre de l'Accord ont montré l'importance du processus de méthylation/déméthylation pour les concentrations de méthylmercure chez les poissons. Cependant, le mécanisme par lequel le méthylmercure, une fois qu'il a été produit par la communauté bactérienne, s'accumule chez les poissons (directement à partir de l'eau par les branchies ou à partir de la nourriture) demeure sujet à controverse scientifique.

L'objectif de l'une des études de l'Accord était

Figure 3.18 **Caractère saisonnier du rapport de méthylation/déméthylation pour les stations au large, 1984**



de déterminer le mécanisme de transfert du mercure entre le fond de sédiments et la population de poissons. Cette étude a porté principalement sur la communauté **benthique**, et en particulier sur le rôle des sédiments dans le transfert du mercure à partir de cette communauté. Malheureusement, les résultats de cette étude n'étaient pas concluants.

COLOURING CONTEST

HAIR TESTING for MERCURY

Name Wesley Duchaine Age 10

CHAPITRE 4 CONCENTRATION DE MERCURE CHEZ LES ÊTRES HUMAINS ET LES ANIMAUX

- INTRODUCTION
- TOXICOLOGIE DU MERCURE
- PROGRAMME D'ESSAIS
- RÉSULTATS DU PROGRAMME
- INFORMATION DU PUBLIC
- CONCENTRATIONS DE MERCURE CHEZ LES MAMMIFÈRES

INTRODUCTION

Les concentrations élevées de mercure chez les poissons sont préoccupantes à cause du risque de concentrations élevées de mercure chez les consommateurs de poissons, et particulièrement chez l'être humain. Bien que l'on examine surtout dans ce chapitre le programme d'analyse pour le mercure chez l'homme, il se termine par une brève présentation du programme d'analyses pour le mercure chez les carnivores aquatiques.

Le programme d'analyse pour le mercure chez l'être humain, un programme national mis en oeuvre par Santé et Bien-être social Canada, a été conçu pour repérer les personnes qui accusent une forte concentration de mercure. Pour mettre en relief les résultats de ce programme, il faut d'abord présenter certaines données de base sur la toxicologie du mercure et les caractéristiques du programme d'analyse.

TOXICOLOGIE DU MERCURE

Le méthylmercure en tant que contaminant important de l'environnement n'est connu à l'échelle mondiale que depuis les années 1960, après de graves épidémies d'empoisonnement au Japon. Par la suite, d'autres cas d'empoisonnement au méthylmercure ont été signalés dans d'autres parties du monde, comme l'épidémie la plus grave et la mieux connue qui s'est produite en Iraq en 1971-1972. On a étudié scientifiquement les données disponibles pour ces épidémies; un groupe d'experts de l'Organisation mondiale de la santé (1976) a effectué l'une de ces études. Ce dernier groupe en est arrivé à la conclusion que les signes et les symptômes de l'empoisonnement au méthylmercure apparaîtraient chez les adultes les plus sensibles à des concentrations sanguines situées entre 200 et 500 parties par milliard (ppb), que des effets prénataux pourraient apparaître à des concentrations plus faibles, et qu'un facteur de sécurité de 10 devrait être employé pour la protection efficace de l'être humain.

Il est très difficile de distinguer les signes et les symptômes de l'empoisonnement au méthylmercure, excepté à de très fortes concentrations d'exposition, car ils peuvent être facilement attribués à un certain nombre d'autres causes. Parmi les signes et les symptômes chez l'adulte, on peut citer les suivants : perturbation de la sensibilité superficielle et profonde; rétrécissement du champ visuel; manque de coordination; troubles de la parole, de l'ouïe et de la démarche. Lorsqu'il y a exposition au méthylmercure pendant la croissance du foetus, les signes et symptômes peuvent comprendre un certain retard, plus tard dans la vie, du développement intellectuel et de la mobilité.

L'empoisonnement au méthylmercure présente plusieurs caractéristiques importantes, y compris le fait que les troubles se limitent presque exclusivement au système nerveux, et particulièrement au système nerveux central. Les observations faites sur les êtres humains et sur les animaux montrent que le système nerveux central en croissance du foetus est plus vulnérable en présence de méthylmercure que le même système chez l'adulte. Par exemple, des études au Japon ont montré que des mères qui avaient été légèrement empoisonnées ont donné naissance à des enfants souffrant de paralysie cérébrale grave.

Parmi les autres caractéristiques de l'empoisonnement au méthylmercure, on peut citer une longue période de latence (généralement, d'une durée de plusieurs mois), et l'irréversibilité de lésions dans les cas graves, par suite de la destruction des cellules neuroniques. Le taux d'absorption de méthylmercure, par rapport à son taux d'élimination, déterminera le taux d'accumulation du méthylmercure et, par conséquent, le risque d'empoisonnement au méthylmercure. Des études ont montré que chez l'être humain, il faut en moyenne 70 jours pour éliminer la moitié du méthylmercure présent dans l'organisme, en supposant qu'il n'y a pas d'autre absorption de mercure.

En résumé, il est difficile de diagnostiquer les cas légers d'empoisonnement au méthylmercure, alors que les conséquences des cas graves d'empoisonnement sont dangereuses pour la santé. Il n'existe pas encore de traitement médical spécial pour l'empoisonnement au méthylmercure. On a donc mis l'accent sur les mesures préventives et la détection précoce. Le programme d'analyse pour le mercure est une composante importante de ce processus.

PROGRAMME D'ANALYSES

La prise de conscience croissante des risques pour la santé, constitués par le mercure présent dans l'environnement, a conduit à la mise en oeuvre en 1975 d'un programme national d'analyse pour le mercure par Santé et Bien-être social Canada. L'objectif de ce programme, qui a été mis en application au Manitoba en 1976, est de mesurer les

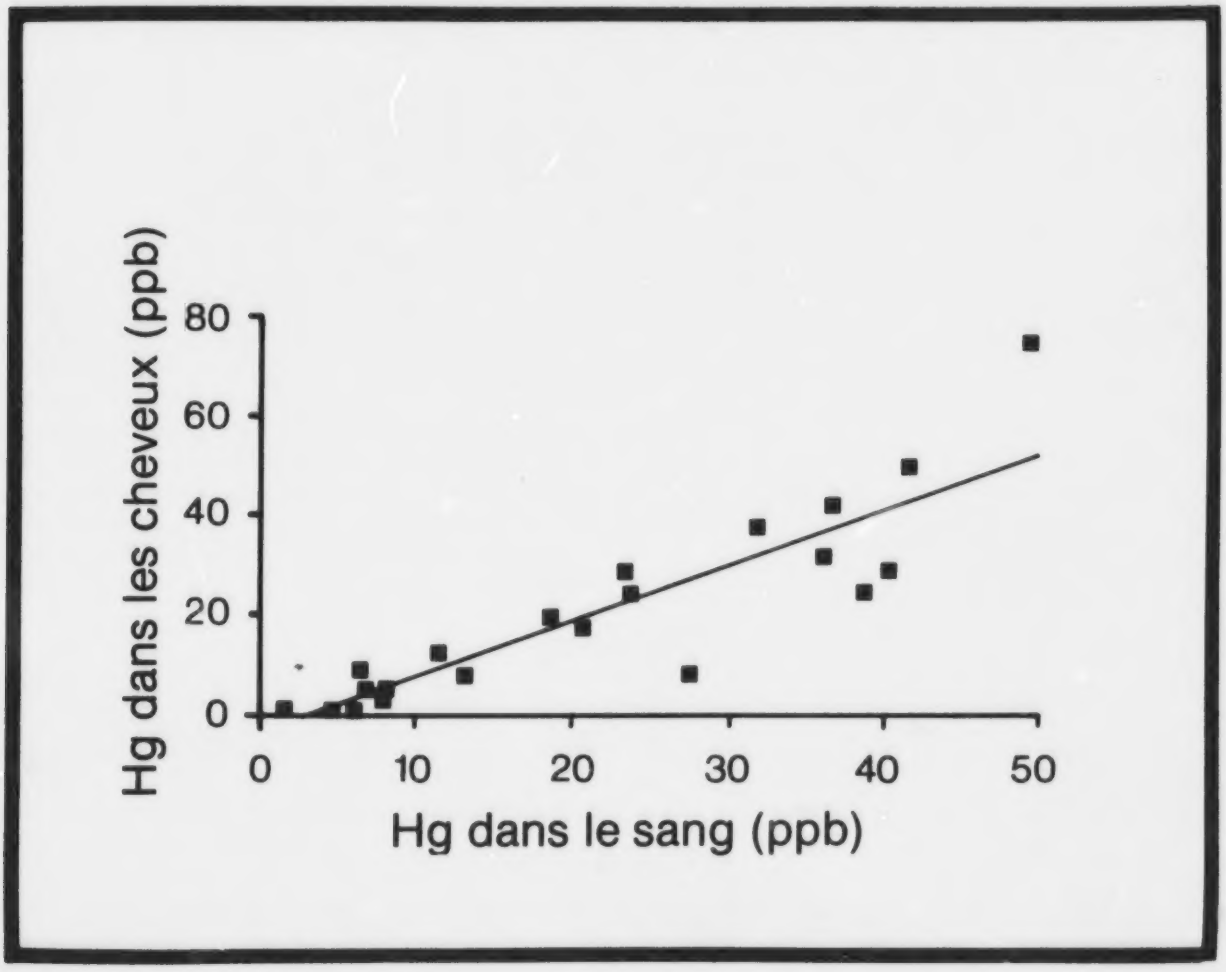
concentrations de mercure chez les autochtones, et de leur fournir des conseils sur la manière de réduire la concentration de mercure.

On s'est particulièrement attaché à effectuer les analyses chez les grands consommateurs de poissons, les femmes en âge de procréer, et chez les enfants de moins de 4 ans. D'après Santé et Bien-être social Canada, certaines régions et communautés représentent un «risque», lorsque les personnes qui en font partie renferment plus de 100 ppb de mercure dans leur sang, ou si les lacs exploités pour la pêche par la communauté contiennent des poissons dont la concentration de mercure dépasse 0.2 ppm. On utilise la limite de 0.2 ppm, plutôt que la norme canadienne de 0.5 ppm, car les autochtones habitant les réserves sont généralement de grands consommateurs de poisson.

Les concentrations de mercure sont presque toujours mesurées par analyse des échantillons de cheveux. La méthode est précise, rapide et sans douleur, et elle permet de déterminer les concentrations passées de mercure chez la personne, selon la longueur du cheveu. La concentration de méthylmercure du cheveu est proportionnelle à sa concentration dans le sang au moment de la formation du brin de cheveu (figure 4.1). Une fois incorporée dans le brin, la concentration de mercure y demeure inchangée.

Santé et Bien-être social Canada a offert des programmes d'échantillonnage communautaire complet dans six communautés d'autochtones de la région visée par l'Accord ou près de celle-ci, à savoir South Indian Lake, Nelson House, Split Lake, York Landing, Cross Lake et Norway House.

Figure 4.1 **Relation entre les concentrations de mercure dans les cheveux humains et le sang**



Les résultats des programmes à South Indian Lake et à Nelson House sont présentés dans la prochaine section, et étudiés comparativement à d'autres communautés autochtones.

RÉSULTATS DU PROGRAMME

South Indian Lake

Les résultats du programme d'analyse pour le mercure à South Indian Lake sont présentés à la figure 4.2. Ces données montrent que pour chaque année, excepté 1979, la majeure partie des personnes soumises aux analyses accusaient des concentrations de mercure se situant dans l'intervalle normal de 0 à 20 ppb. En 1979, la majorité des personnes ayant subi les analyses présentaient des concentrations de mercure de l'ordre de 20 à 99 ppb, alors que six échantillons dépassaient 99 ppb. Le pourcentage d'échantillons de plus de 20 ppb était (statistiquement) bien plus élevé en 1979 qu'en 1976. Les années postérieures à 1979 donnaient des résultats bien plus faibles, mais aucune évolution temporelle caractéristique n'a été observée après 1983.

La figure 4.3 montre la répartition des concentrations de mercure chez toutes les femmes analysées (335) à South Indian Lake, en âge de procréer au moment de l'échantillonnage. La majorité des femmes avaient des concentrations sanguines se situant dans l'intervalle normal de 0 à 20 ppb (la valeur médiane pour le sang était de 11.3 ppb), mais un certain nombre de femmes en âge de procréer accusaient une concentration sanguine dépassant la limite de toxicité généralement admise de 20 ppb, et l'une des femmes présentait même une valeur de 125 ppb.

De 1982 à 1985, on a effectué des analyses pour le mercure d'échantillons de sang du cordon ombilical. Des 16 échantillons prélevés, la plupart accusaient des concentrations normales (valeur médiane de 8 ppb). Mais, il y avait deux valeurs supérieures à 20 ppb (40 ppb et 52 ppb).

En résumé, le risque pour les membres adultes de South Indian Lake semble négligeable. On s'inquiète du fait qu'un certain nombre de femmes en âge de procréer accusaient des concentrations de mercure dépassant 20 ppb, et que l'une présentait même une concentration de 125 ppb (18, 19).

Nelson House

Les résultats du programme d'analyses pour le mercure à Nelson House sont présentés à la figure 4.4. Ces données montrent que, pour chaque année, excepté 1978, la majorité des personnes soumises aux analyses accusaient des concentrations de mercure se situant dans l'intervalle normal de 0 à 20 ppb. En 1978, la majorité des personnes soumises aux analyses présentaient des concentrations de mercure de l'ordre de 20 à 99 ppb. Il y avait une valeur de 108 ppb. Le seul autre échantillon de plus de 99 ppb, à Nelson House, se situait en 1984.

Figure 4.2 **Concentrations de mercure chez les habitants de South Indian Lake, 1977-1985**

Date	Nombre d'échantillons	0 - 19 ppb nombre	20 - 99 ppb nombre	>99 ppb nombre	% de la population échantillonnée	0 - 19 ppb % d'échantillons	20 - 99 ppb % d'échantillons	>99 ppb % d'échantillons
1977	37	29	8	0	5.6%	78.4%	21.6%	0.0%
1978	12	9	3	0	1.8%	75.0%	25.0%	0.0%
1979	100	26	68	6	15.3%	26.0%	68.0%	6.0%
1980	1	1	0	0	0.2%	100.0%	0.0%	0.0%
1981	165	102	63	0	25.2%	61.8%	38.2%	0.0%
1982	389	274	115	0	59.4%	70.4%	29.6%	0.0%
1983	59	55	4	0	9.0%	93.2%	6.8%	0.0%
1984	105	70	35	0	16.0%	66.7%	33.3%	0.0%
1985	56	31	25	0	8.5%	55.4%	44.6%	0.0%
	Total	Total	Total	Total		Valeur globale	Valeur globale	Valeur globale
	924	597	321	6		64.6%	34.7%	0.6%

Figure 4.3 **Répartition des concentrations de mercure chez les femmes en âge de procréer à South Indian Lake**

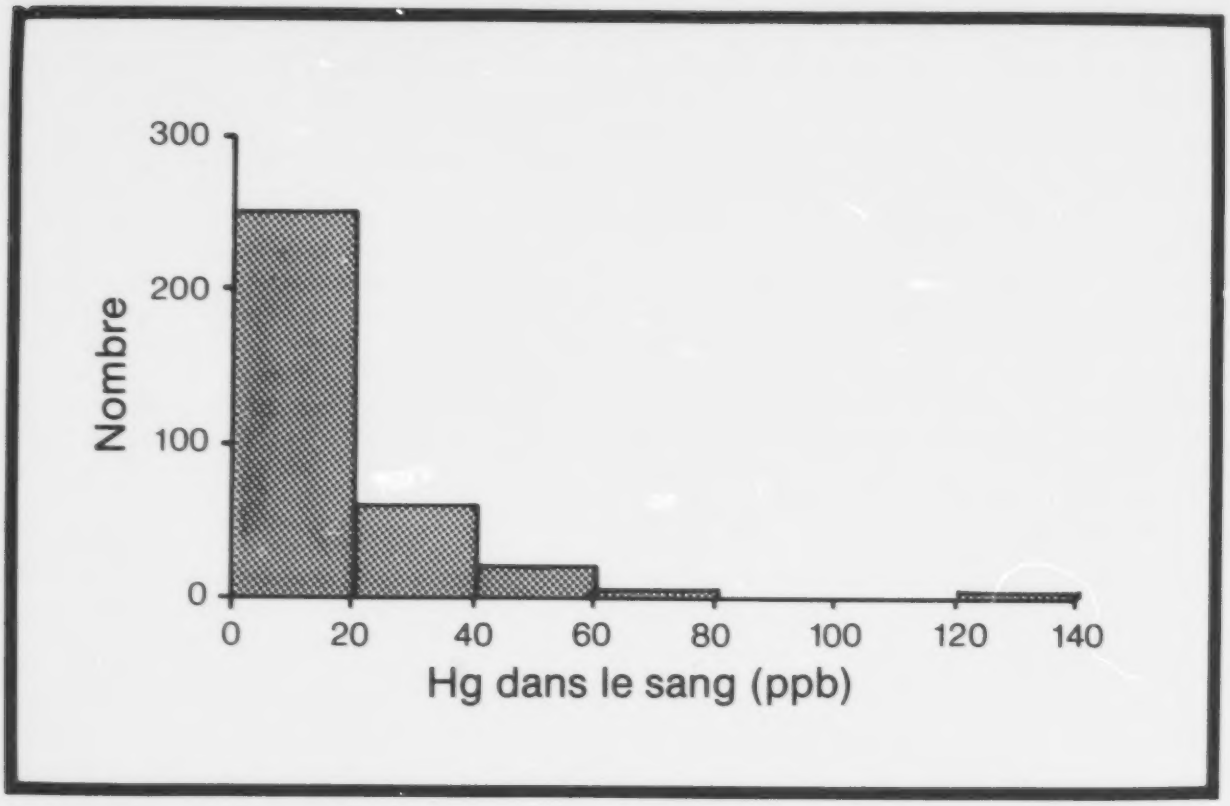
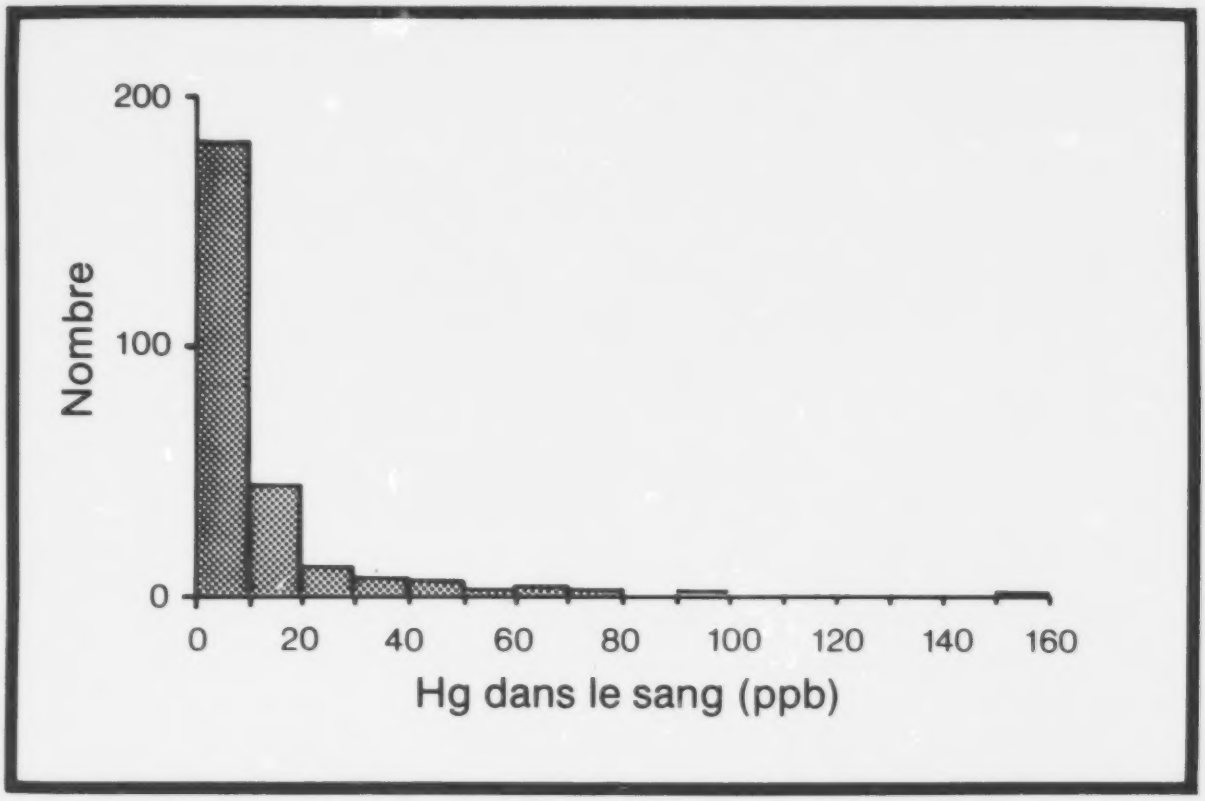


Figure 4.4 **Concentrations de mercure chez les habitants de Nelson House, 1976-1985**

Date	Nombre d'échantillons	0 - 19 ppb nombre	20 - 99 ppb nombre	>99 ppb nombre	% de la population échantillonnée	0 - 19 ppb % d'échantillons	20 - 99 ppb % d'échantillons	>99 ppb % d'échantillons
1976	4	1	3	0	0.3%	25.0%	75.0%	0.0%
1977	59	57	2	0	4.4%	96.6%	3.4%	0.0%
1978	102	63	38	1	7.7%	61.8%	37.3%	1.0%
1979	130	71	59	0	9.8%	54.6%	45.4%	0.0%
1980	0	0	0	0	0.0%			
1981	0	0	0	0	0.0%			
1982	56	50	6	0	4.2%	89.3%	10.7%	0.0%
1983	24	24	0	0	1.8%	100.0%	0.0%	0.0%
1984	221	181	39	1	16.6%	81.9%	17.6%	0.5%
1985	121	93	28	0	9.1%	76.9%	23.1%	0.0%
	Total	Total	Total	Total		Valeur globale	Valeur globale	Valeur globale
	717	540	175	2		75.3%	24.4%	0.3%

Figure 4.5 **Répartition des concentrations de mercure chez les femmes en âge de procréer de Nelson House**



Le pourcentage des échantillons supérieurs à 20 ppb était plus élevé en 1978 et en 1979, comparativement à 1976. Lors des années ultérieures, les concentrations étaient faibles. Les valeurs pour les échantillons prélevés de 1983 à 1986 étaient bien inférieures aux valeurs de 1978–1979.

La figure 4.5 illustre la répartition des concentrations de mercure chez toutes les femmes soumises aux analyses (254) à Nelson House, femmes qui étaient en âge de procréer au moment de l'échantillonnage. Les concentrations sanguines de la majeure partie des femmes se situaient dans l'intervalle normal de 0 à 20 ppb (la valeur médiane était de 6 ppb), mais chez certaines en âge de procréer, ces concentrations dépassaient la limite généralement reconnue comme sûre de 20 ppb, et l'une accusait même une valeur de 150 ppb.

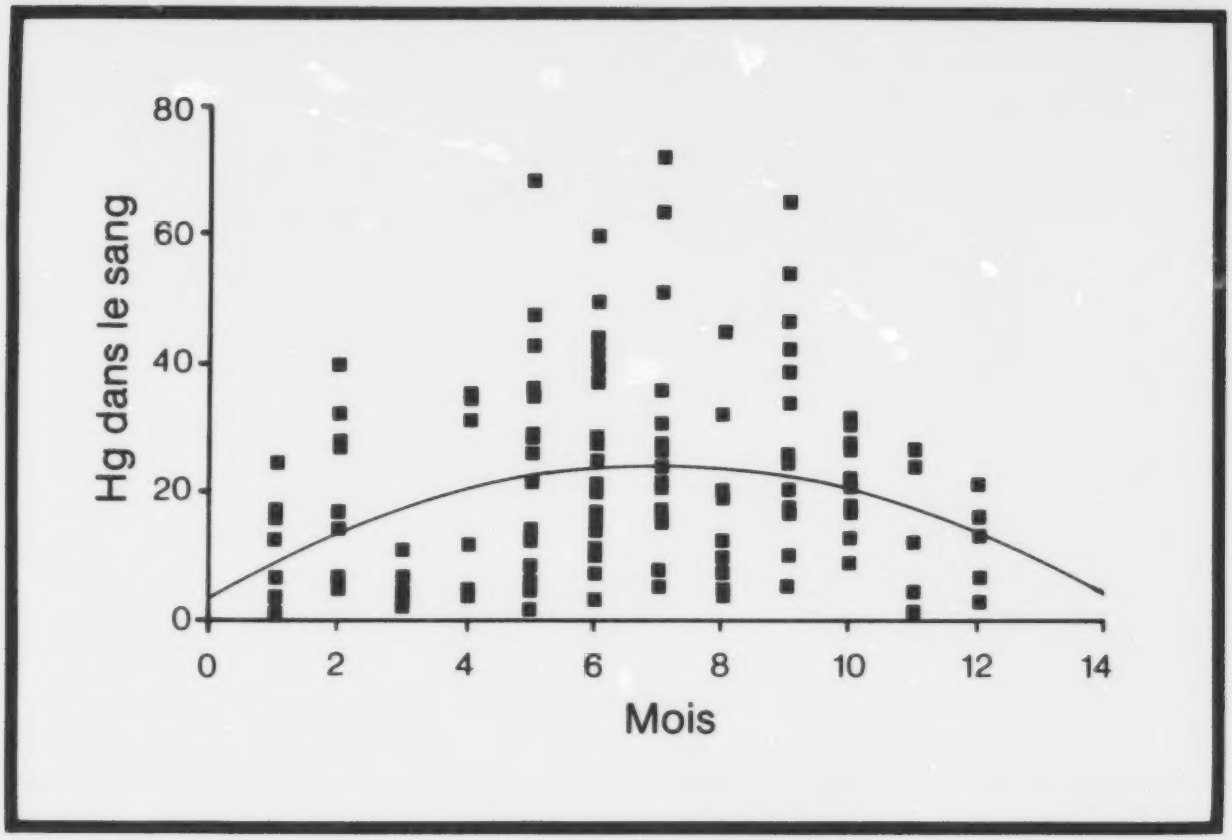
Seulement trois échantillons de sang de la corde ombilicale ont été analysés pour le mercure (en 1982 et 1983). Tous renfermaient moins de 4 ppb.

En résumé, le risque pour la population adulte de Nelson House semble également négligeable. Mais, on s'inquiète du fait qu'un certain nombre de femmes en âge de procréer accusent des concentrations de mercure supérieures à 20 ppb, et qu'il y avait même une valeur de 150 ppb (18, 29).

Comparaison avec d'autres communautés autochtones

L'étude a surtout porté sur la mesure des concentrations de mercure chez les femmes, et particulièrement celles en âge de procréer, en raison de la sensibilité du foetus au méthylmercure. L'examen des résultats des analyses effectuées sur les femmes des six communautés dans le nord du Manitoba a révélé une évolution saisonnière des concentrations de mercure. Les valeurs maximales ont été observées en été, alors que les minimas se situaient au milieu de l'hiver (figure 4.6). Ces caractéristiques saisonnières, aussi bien pour les hommes que pour les femmes, ont également été constatées dans d'autres communautés autochtones du Canada (18, 7).

Figure 4.6 **Caractère saisonnier des concentrations de mercure chez les femmes de six communautés du Nord du Manitoba**



Le mode saisonnier d'exposition au méthylmercure est pratiquement unique. Cette originalité complique l'évaluation de la situation canadienne, mais elle a peut-être aussi eu un effet limitatif sur la gravité des problèmes de santé. Par exemple, une comparaison du réseau hydrographique des rivières English-Wabigoon dans le nord-ouest de l'Ontario, avec la baie de Minamata au Japon, montre que, même si les extrêmes des concentrations de mercure chez les poissons étaient du même ordre de grandeur, les concentrations de mercure des autochtones habitant le long du réseau des rivières English-Wabigoon étaient deux fois plus faibles qu'au Japon, où l'exposition au méthylmercure avait un caractère plus durable (18, 9).

Des six communautés autochtones à l'intérieur ou voisines de la région visée par l'Accord, c'est South Indian Lake, suivie de Nelson House, qui présentait les concentrations les plus élevées de mercure, qu'il s'agisse du pourcentage au-dessus de 20 ppb ou de celui au-dessus de 99 ppb. York Landing et Split Lake présentaient des concentrations intermédiaires, bien inférieures à celles de Nelson House et South Indian Lake. Cross Lake et Norway House avaient les valeurs les plus faibles, bien inférieures à celles de York Landing et de Split Lake. Un certain nombre de facteurs peuvent expliquer ces différences entre les communautés, comme les suivants : différences entre les communautés comme telles; différences au niveau du pourcentage d'échantillonnage de chaque communauté; différences dans le nombre d'échantillons doubles ou plus, prélevés; échantillonnage non aléatoire; variations saisonnières, différences dans le mode de consommation de poisson; et différences dans les concentrations de mercure des poissons consommés (18, 2).

Cinq communautés de l'Ontario et du Québec, dont les concentrations de mercure sont parmi les plus élevées dans ces provinces, sinon dans tout le

Figure 4.7 **Comparaison des concentrations de mercure de 11 communautés autochtones du Canada, 1971-1986**

Communauté	Population	Nombre d'échantillons	% de la population échantillonnée	% d'échantillons >20 ppb	% d'échantillons >99 ppb
MANITOBA					
SOUTH INDIAN LAKE	655	924	89.8%	35.3%	0.6%
NELSON HOUSE	1331	717	33.4%	24.7%	0.3%
YORK LANDING	425	369	53.2%	17.6%	0.0%
SPLIT LAKE	1037	870	60.2%	16.7%	0.0%
CROSS LAKE	2079	988	39.9%	8.0%	0.0%
NORWAY HOUSE	2335	800	25.4%	6.0%	0.0%
ONTARIO ET QUÉBEC					
MISTASSINI (Québec)	1733	6580	99	44.0%	4.0%
Waswanipi (Québec)	742	2180	100	40.6%	5.1%
Grassy Narrows (Ontario)	477	2578	100	32.6%	6.3%
Chisasi (Québec)	1811	2040	90 - 100	29.5%	2.0%
Whitedog (Ontario)	630	2759	85 - 100	24.0%	2.5%

Canada, ont été choisies pour la comparaison avec les six communautés du nord du Manitoba (18, 11). Ces cinq communautés présentent des différences très nettes avec les six communautés du Manitoba, en ce qui concerne le pourcentage d'échantillons dépassant 99 ppb (figure 4.7). Quant au pourcentage d'échantillons au-dessus de 20 ppb, South Indian Lake se situe dans le même intervalle que les cinq communautés du Québec et de l'Ontario, Nelson House se retrouvant plutôt à l'extrémité inférieure.

En résumé, les concentrations de mercure chez les personnes soumises aux analyses dans les communautés de South Indian Lake et de Nelson House sont bien plus élevées que chez celles de quatre autres communautés du nord du Manitoba. Pour ce qui est du pourcentage d'échantillons au-dessus de 99 ppb, South Indian Lake et Nelson House se situent bien en-dessous de certaines autres communautés autochtones du Canada, où on considère également qu'il y a un «risque».

INFORMATION DU PUBLIC

Un des premiers objectifs du programme d'analyse du mercure dans les six communautés à l'intérieur ou au voisinage de la région visée par l'Accord, est d'assurer que le plus grand nombre possible d'individus passent les analyses. Le bureau de l'Accord, travaillant en collaboration avec Santé et Bien-être social Canada, s'est appuyé sur cet objectif comme pierre angulaire du programme d'information du public le plus visé par l'Accord, à savoir les communautés de South Indian Lake et de Nelson House.

On a commencé à informer le public, dans le but d'assurer une plus grande sensibilisation et une meilleure compréhension chez les habitants de la région visée par l'Accord, en ce qui concerne les problèmes du mercure. Cette information comprenait les activités suivantes : réunions publiques sur le mercure à South Indian Lake et Nelson House; publication d'articles dans les bulletins de nouvelles; programmes communautaires dans les écoles; réunions avec des groupes représentatifs, comme les trappeurs de la région; préparation et distribution de bandes vidéo sur le mercure en anglais et en cri.

Un concours de recettes pour le corégone a été organisé à l'intention des adultes (pour les sensibiliser à la faible concentration de mercure chez ces poissons), et un concours de coloriage pour les enfants (avec une scène d'échantillonnage du mercure dans les cheveux comme sujet de l'affiche à colorier). Ce dernier concours a eu le plus de succès, avec presque 300 participants.

Avec l'aboutissement de l'Accord, les activités d'information du public sur le mercure, qui étaient financées dans le cadre de l'Accord, ont également pris fin. Cependant, la durée et l'étendue du programme d'analyses, mis en oeuvre par Santé et Bien-être social Canada, continuera à faire l'objet d'une évaluation annuelle. La communication d'information au public sur les divers aspects relatifs au mercure et à la santé, particulièrement sous la forme de conseils pour le régime alimentaire, continuera à occuper une place importante dans le programme de Santé et Bien-être social Canada.

CONCENTRATIONS DE MERCURE CHEZ LES MAMMIFÈRES

Deux carnivores aquatiques, le vison et la loutre, ont été étudiés pour déterminer leur concentration de mercure, depuis que l'on sait qu'ils accumulent davantage de mercure dans leurs tissus qu'il y en a chez leurs proies (15, 2). Il est particulièrement important de savoir si ces populations animales sont en danger, car leur chasse à la trappe pour la fourrure représente une source de revenus pour certains habitants de la région.

De 1981 à 1985, il y a eu 403 carcasses de visons dans tout le Manitoba pour l'analyse du mercure, dont 147 dans la région visée par l'Accord. De 1982 à 1985, il y a eu 55 carcasses de loutres toujours dans le Manitoba, dont 34 provenaient de la région visée par l'Accord. On a mesuré les concentrations de mercure dans les tissus du cerveau, du foie et des reins de tous les animaux. Les figures 4.8 et 4.9 présentent respectivement les résultats des analyses des tissus hépatiques des visons et des loutres.

L'analyse statistique des concentrations de mercure chez le vison, pour les trois genres de tissus, a généralement révélé les mêmes caractéristiques. Des trois zones visées par l'Accord et échantillonnées, les valeurs pour les régions de Southern Indian Lake et de Nelson House n'étaient pas bien différentes, alors que la région de Split Lake présentait les valeurs les plus faibles. Les échantillons de la région visée par l'Accord renfermaient des concentrations plus élevées de mercure que les autres échantillons analysés au Manitoba (15, 11).

Une analyse statistique pour déterminer les variations d'une année à l'autre a révélé que les concentrations dans la zone de Split Lake avaient diminué de façon importante de 1984 à 1985. Celles de la région de Southern Indian Lake avaient également diminué, mais l'analyse a montré que la variation n'était pas importante du point de vue statistique. Dans la région de Nelson House, la diminution n'était important statistiquement que pour les tissus hépatiques (15, 9).

Les concentrations de mercure chez la loutre ressemblent à celles observées chez le vison, bien que les différences soient moins nettes et pas toujours importantes du point de vue statistique (15, 9).

Un faible pourcentage d'animaux aquatiques à fourrure ont accumulé des concentrations presque toxiques de mercure dans leurs tissus. Cependant, il ne semble pas y avoir d'effet néfaste sur leur population ni sur la production de fourrure dans la région (15, 16).

En plus des comparaisons spatiales et temporelles des concentrations de mercure chez la loutre et le vison, on a également effectué des comparaisons avec les concentrations de mercure chez le grand brochet. Le classement des concentrations de mercure chez la loutre et le vison provenant de différentes régions ne correspondait pas à celui obtenu par analyse des échantillons de brochet, et les variations de leurs concentrations de mercure d'une année à l'autre ne correspondaient pas elles non plus (15, 13). Il n'y a pas d'explication simple pour ces différences.

Les concentrations de mercure chez la souris sylvestre et le campagnol à dos roux de Gapper ont également été mesurées, car elles sont importantes non seulement pour le vison, mais également pour les prédateurs terrestres, et cela permet d'établir un lien possible entre les chaînes alimentaires aquatique et terrestre (15, 3). Les concentrations de mercure chez la souris sylvestre de la région de Notigi étaient bien plus élevées que celles de Freepoint ou Odei (figure 4.10). De plus, dans les trois régions, les animaux pris le long du bord de l'eau renfermaient des concentrations plus élevées de mercure que ceux provenant de l'intérieur des terres (15, 10).

En résumé, les concentrations de mercure chez le vison et la loutre provenant de la région visée par l'Accord sont élevées comparativement à d'autres régions du Manitoba, mais elles se situent endessous des niveaux toxiques. Les concentrations de mercure chez le vison ont diminué pendant les deux dernières années d'échantillonnage, mais, sans une série temporelle continue de données, aucune conclusion ne peut être tirée en ce qui concerne les caractéristiques à long terme.

Figure 4.8 **Concentrations de mercure dans les tissus hépatiques des visons du Manitoba, 1982-1985**

A. Régions individuelles

RÉGION	Concentrations de mercure dans les tissus séchés à froid, (µg/g). Médiane (extrêmes) ANNÉE 1982-1983	1983-1984	1984-1985	VALEUR GLOBALE
Southern Indian Lake	–	10.90 (2.09-74.7)	7.18 (3.97-43.0)	9.92
Nelson House	–	15.90 (5.14-42.4)	7.85 (0.52-55.6)	8.61
Split Lake	8.68 (1.40-18.5)	8.10 (2.32-26.3)	3.63 (0.37-62.1)	4.57
Pikwitonei	–	–	2.60 (0.30-21.7)	2.60

B. Totaux pour les régions

RÉGION	Concentrations de mercure dans les tissus séchés à froid, (µg/g). Médiane (extrêmes) ANNÉE 1982-1983	1983-1984	1984-1985	VALEUR GLOBALE
Région[1] visée par l'Accord	8.68	12.05	5.48	6.62
Manitoba méridional	2.73 (0.29-29.4)	3.71 (0.36-19.5)	–	3.13

[1] Région visée par l'Accord = lac Southern Indian, Nelson House et Split Lake (concessions de piégeage enregistrées).

Figure 4.9 **Concentrations de mercure dans les tissus hépatiques des loutres du Manitoba, 1982-1985**

RÉGION	Concentrations de mercure dans des tissus séchés à froid (µg/g). Médiane (extrêmes) ANNÉE 1982-1983	1983-1984	1984-1985	VALEUR GLOBALE
Southern Indian Lake	–	17.10 (5.2-17.3)	11.60 (N = 1)	14.35
Nelson House	–	11.67 (8.33-15.0)	–	11.67
Split Lake	3.03 (N = 1)	12.10 (3.28-43.0)	4.32 (2.01-17.8)	4.87
Pikwitonei	–	–	3.51 (1.26-14.5)	3.51
Région[1] visée par l'Accord	3.03	13.55	5.00	9.04

[1] Région visée par l'Accord = lac Southern Indian, Nelson House et Split Lake (concessions de piégeage enregistrées).

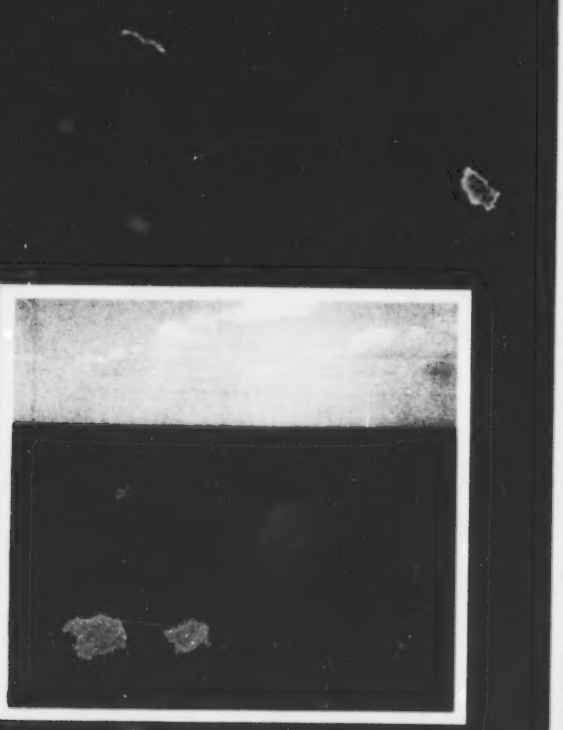
Figure 4.10 **Concentrations de mercure dans les peaux de petits mammifères de la région visée par l'Accord, 1984**

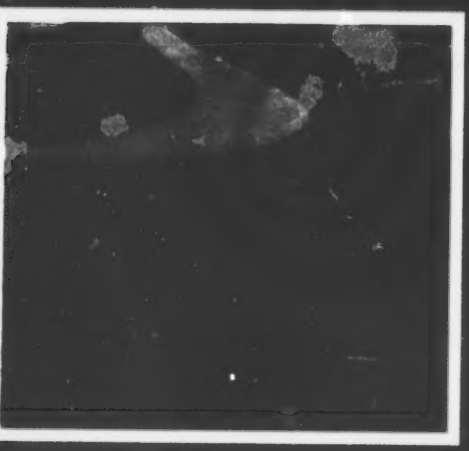
A. Souris sylvestre (*Peromyscus maniculatus*)

ENDROIT	Concentrations de mercure dans les tissus séchés à froid (µg/g)			
	BORD DE L'EAU		INTÉRIEUR DES TERRES	
	N	Médiane	N	Médiane
Lac Notigi	19	3.42	7	1.94
Lac Threepoint	5	1.10	4	0.74
Rivière Odei	10	0.11	14	0.06

B. Campagnol à dos roux de gapper (*Clethrionomys gapperi*)

ENDROIT	Concentrations de mercure dans les tissus séchés à froid (µg/g)			
	BORD DE L'EAU		INTÉRIEUR DES TERRES	
	N	Médiane	N	Médiane
Lac Notigi	3	0.24	6	0.15
Lac Threepoint	10	2.20	2	0.17





CHAPITRE 5 DURÉE ET ÉTENDUE DU PROBLÈME DU MERCURE

- DURÉE DU PROBLÈME
- ÉTENDUE DU PROBLÈME
- MESURES POUR ATTÉNUER LE PROBLÈME

DURÉE DU PROBLÈME

Avec la mise au point de techniques pour mesurer les taux spécifiques de méthylation et de déméthylation, on a émis l'hypothèse que ces mesures pourraient servir à prévoir l'évolution dans le temps du problème du mercure. Les valeurs mesurées ont été examinées pour déterminer s'il y avait une variation dans le temps à l'intérieur d'un réservoir donné, ou encore pour évaluer le bilan entre les taux spécifiques de méthylation et de déméthylation du mercure dans des réservoirs d'âge différent.

Le seul réservoir pour lequel il existe des valeurs de taux de méthylation et de déméthylation dans le temps est celui de la baie Methyl, une baie isolée du lac Southern Indian. Les taux de méthylation ont été mesurés de 1982 à 1985, et ceux de déméthylation de 1983 à 1985. Rien n'indique que la différence dans les taux spécifiques de méthylation entre les stations inondées et celles situées au large dans la baie Methyl a diminué pendant cette période (figure 5.1). La variation d'une année à l'autre était du même ordre de grandeur que la variation entre les stations pendant une année donnée (13, 16). Cela semblait vrai également pour le rapport de méthylation/déméthylation (M/D). La persistance de taux élevés de méthylation dix années après la formation du réservoir laisse supposer que les concentrations de mercure chez les poissons continueront à demeurer élevées pendant quelques temps.

En 1984, les taux de méthylation et déméthylation du mercure ont été mesurés dans cinq réservoirs d'âges différents, ainsi que dans deux lacs témoins à l'intérieur ou près de la région visée par l'Accord (figure 5.2). Tous les réservoirs, sauf un, présentaient des taux de méthylation qui étaient élevés par rapport aux lacs naturels. La seule exception, le lac Sipiwesk, échantillonné pendant une période de faible niveau d'eau, ce qui rendait impossible tout échantillonnage sur terrain inondé (12, 16).

Le fait que les taux de méthylation et les rapports M/D étaient aussi élevés dans les zones inondées du lac Stephens vieux de 14 ans et du lac Reindeer âgé de 42 ans, que dans le lac Southern Indian, laisse supposer que les taux supérieurs de méthylation et les rapports M/D élevés peuvent persister dans les zones inondées des réservoirs pendant très longtemps. Il faudra des décennies, plutôt que des années, pour permettre aux réservoirs du nord de retrouver les rapports M/D et les concentrations de mercure chez les poissons, antérieurs à la mise en eau.

En 1985, on a mesuré les taux de méthylation et de déméthylation dans le lac Granville (lac témoin), le lac Southern Indian et le lac Cedar. Ce dernier, situé à environ 200 km au sud du réseau de dérivation, a été inondé en 1964 et 1965 afin de constituer une réserve pour la centrale hydroélectrique de Grand Rapids. Les taux spécifiques de méthylation et le rapport M/D dans le lac Cedar étaient comparables à ceux du lac Grandville (figure 5.3). La faible activité de méthylation est en accord avec les basses concentrations de mercure chez les poissons, mesurées dans le lac Cedar (13, 13).

La durée relativement courte du problème du mercure s'oppose ici aux prévisions pour les lacs le long du réseau de dérivation. Cela est peut-être dû au fait que la mise en eau du lac Cedar a inondé une région très différente de celle inondée par les lacs de la dérivation, et que, par conséquent, elle ne représente peut-être pas un modèle approprié pour la récupération d'autres réservoirs du nord du Manitoba (9, 25).

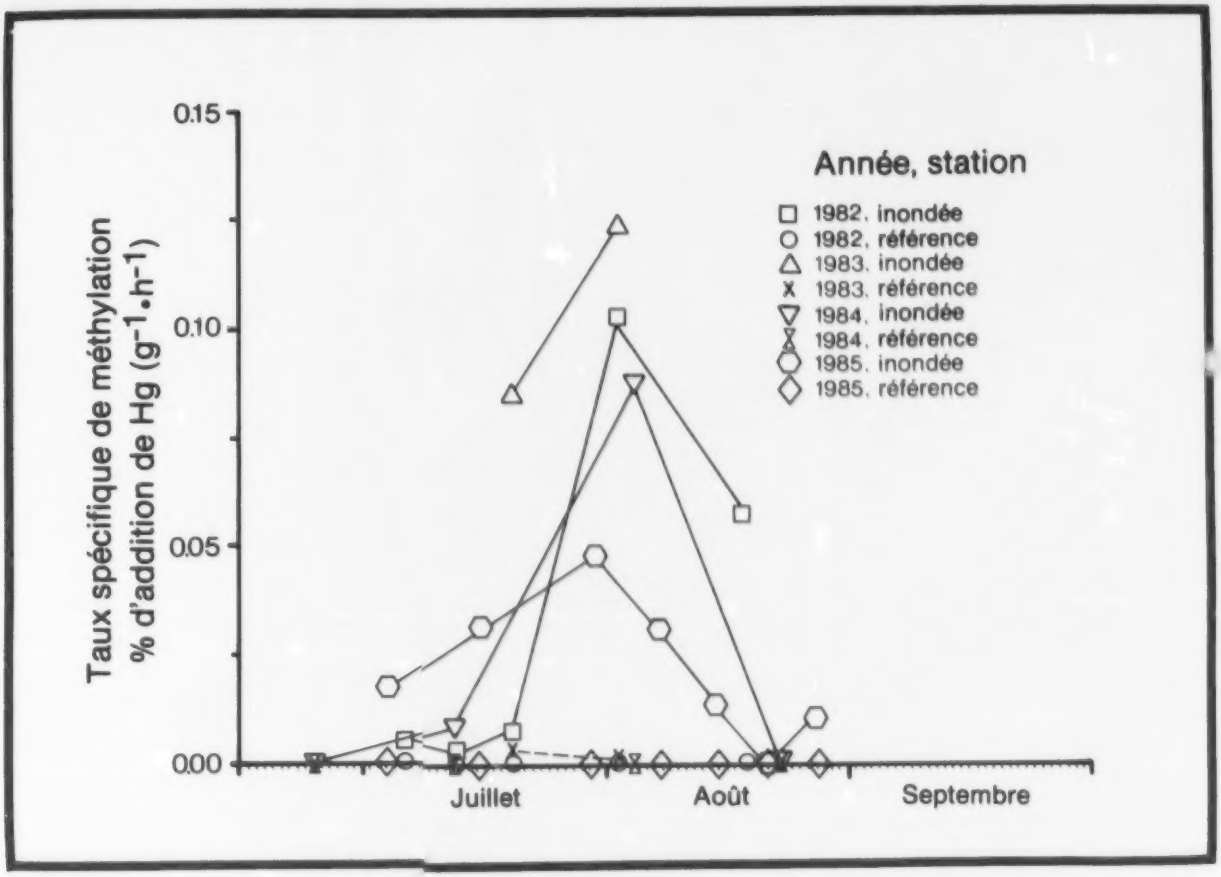
Le lac Cedar a inondé une zone très étendue du delta sablonneux de la rivière Saskatchewan, surtout constitué de marais. Les autres réservoirs étudiés se situent dans la forêt boréale aux sols organiques tourbeux. La dynamique de la dégradation organique est probablement très différente pour cette végétation et ces sols d'une toute autre nature (9, 26).

ÉTENDUE DU PROBLÈME

Ces 10 dernières années, on a pris de plus en plus conscience d'une relation possible entre la mise en eau des réservoirs et la forte concentration de mercure chez les poissons. Récemment, deux autres études ont été terminées, qui traitent des concentrations de mercure chez les poissons avant et après la mise en eau, l'une pour le nord du Québec, et l'autre pour la Caroline du Sud (États-Unis).

Un important projet d'aménagement hydroélectrique (d'une capacité prévue du 11 000 MW) est actuellement à l'étude pour le nord du Québec; il y aura des dérivations majeures et la création de nombreux réservoirs. La région où se situe le projet ressemble beaucoup à celle visée par l'Accord : mêmes climat, végétation, pergélisol, espèces de poissons, et présence d'une population crie (dont une partie vit de façon traditionnelle).

Figure 5.1 **Taux spécifiques de méthylation, baie Methyl, lac Southern Indian, 1982-1985**



On a mesuré les concentrations de mercure chez les poissons avant et après la mise en eau des deux réservoirs. La figure 5.4 montre que les concentrations de mercure ont augmenté après la mise en eau. Les poissons piscivores accusaient les plus fortes concentrations de mercure, presque tous les dorés et les brochets échantillonnés renfermant, après la mise en eau, des concentrations supérieures à la limite canadienne de 0.5 ppm. Les concentrations de mercure de certains des corégones échantillonnés dépassaient également la limite canadienne, situation qu'on ne retrouvait pas dans la région visée par l'Accord. Le fait que les concentrations de mercure chez les poissons, avant et après la mise en eau, étaient plus élevées au Québec qu'au Manitoba laisse supposer que la région du Québec renferme naturellement des concentrations de mercure plus élevées.

On a également mesuré les concentrations de mercure, avant et après la mise en eau, chez les poissons du réservoir Russell à usages multiples, sur la rivière Savannah en Caroline du Sud. Là aussi, les concentrations de mercure chez les poissons ont augmenté de façon importante après la mise en eau. Par exemple, de septembre 1983 à août 1984, les concentrations moyennes de mercure chez l'achigan sont passées de 0.161 ppm à 0.544 ppm, chez le crapet de 0.081 ppm à 0.395 ppm, et chez la perchaude de moins de 0.025 ppm à 0.441 ppm.

Les études sur le mercure dans le réservoir Russell comprenaient également des mesures des concentrations de mercure dans les sols et les sédiments. L'analyse des concentrations de mercure dans des sols inondés et non inondés n'a rien révélé de particulier; cependant, les résultats obtenus pour les sous-échantillons de sols présentaient de grandes variations. L'analyse de carottes de sédiments a révélé une diminution de la concentration de mercure avec la profondeur. Ces résultats étaient comparables à ceux obtenus dans la région visée

Figure 5.2 **Taux spécifiques saisonniers moyens de méthylation du mercure (M) et de déméthylation du méthylmercure (D) et rapport M/D pour les sites étudiés, 1984**

Site	% de Hg ajouté ($g^{-1} \cdot h^{-1}$) Méthylation	Déméthylation	M/D
Lac Granville			
B - N	0.008	0.185	0.043
L - N	0.001	0.132	0.009
Lac Mynarski est			
B - N	0.011	0.273	0.038
L - N	0.04	0.518	0.077
Baie Methyl (1974-1976)			
B - I	0.016	0.096	0.162
L - N	<0.001	0.086	0.004
Région 5, LSI (1974-1976)			
B - I	0.02	0.272	0.072
L - N	0.01	0.158	0.061
Lac Notigi ouest (1974-1976)			
B - I	0.02	0.132	0.155
L - N	0.027	0.122	0.222
Lac Issett (1974-1976)			
B - I	0.079	0.143	0.551
L - I	0.088	0.099	0.892
Lac Stephens (1970)			
B - I	0.017	0.147	0.113
L - I	0.053	0.146	0.362
Lac Sipiwesk (1960-1965)			
B - N	0.003	0.181	0.015
L - N	0.002	0.115	0.017
Lac Reindeer (1939-1942)			
B - I	0.019	0.097	0.199
L - N	0.002	0.109	0.203

B - bord
L - large
I - inondé
N - non inondé
( ) Année de la mise en eau

par l'Accord.

L'évaluation des conditions les plus propices à l'apparition d'un problème de mercure faisait partie des objectifs d'une étude terminée en 1986. Cette étude, parrainée par l'Association canadienne de l'électricité (ACÉ), a consisté à réunir l'information sur les réservoirs répartis dans tout le Canada afin d'évaluer le risque constitué par les problèmes du mercure dans ces différents réservoirs. On a surtout examiné les facteurs qui différaient d'un réservoir à l'autre, plutôt que ceux qui variaient par suite des effets de l'inondation.

Une étude comparative particulièrement intéressante portait sur quatre réservoirs de l'aménagement de la baie Wreck en Nouvelle-Écosse. Les quatre réservoirs avaient été formés vers la même époque (1978); ils étaient à peu près de la même grandeur (355-1050 ha), et se trouvaient dans le même bassin hydrographique. Une différence importante : la superficie des zones inondées et la surface de l'étendue d'eau avant l'inondation présentaient des écarts considérables.

Les lacs de la baie Wreck, qui formaient le réservoir dont la surface inondée était la plus petite par rapport à la surface primitive du lac, présentaient de loin les concentrations les plus élevées de

Figure 5.3 **Taux spécifiques saisonniers moyens de méthylation du mercure (M) et de déméthylation du méthylmercure (D) et rapport M/D pour les sites étudiés, 1985**

Site	% de Hg ajouté ($g^{-1} \cdot h^{-1}$) Méthylation	Déméthylation	M/D
Granville			
B - I	0.006	0.375	0.016
L - N	<0.001	0.865	0.006
Baie Methyl			
B - I	0.026	1.097	0.023
L - N	<0.001	0.182	0.001
Lac Cedar			
B - I	0.003	0.666	0.005
L - N	0.002	0.738	0.002

B - bord I - inondé
L - large N - non inondé

Figure 5.4 **Extrêmes des concentrations moyennes de mercure chez les poissons, après pondération pour la longueur, dans les réservoirs de La Grande 2 et Opinaca, au Québec**

Espèces et endroits	Concentrations moyennes de mercure (ppm) Avant la mise en eau	1981	1982
Corégone			
La Grande 2 (1979)	0.07-0.26	0.44-0.51	0.48-0.59
Opinaca (1980)	0.06-0.19	0.16-0.47	–
Brochet			
La Grande 2	0.27-1.22	–	1.07-2.26
Doré			
La Grande 2	0.26-1.47	0.99-1.36	1.24-2.22
Opinaca	0.26-0.55	0.83-1.73	–

( ) Année de la mise en eau

mercure chez l'omble de fontaine. Ce résultat n'a pu être attribué à aucune différence physique ou chimique évidente entre les réservoirs. Le manque d'information sur les concentrations de mercure chez les poissons avant la mise en eau rendait impossible l'évaluation de l'augmentation relative des concentrations de mercure chez les poissons après la mise en eau des réservoirs.

En résumé, les études d'autres réservoirs, dont trois ont été brièvement abordées ici, montrent que le problème du mercure est très général. De nombreux facteurs semblent influer sur les concentrations de mercure, ce qui rend impossible la prévision du problème et de sa gravité pour un réservoir donné, particulièrement lorsqu'il n'existe pas d'information antérieure relative à la même région.

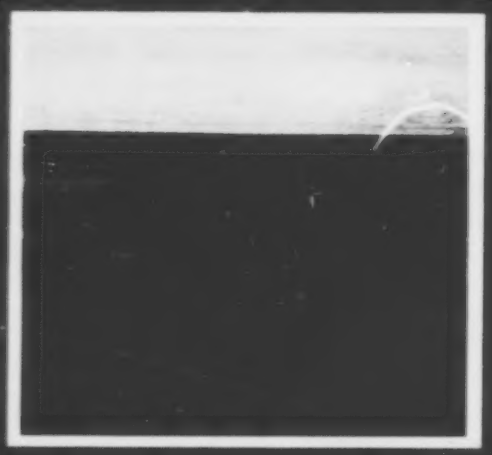
MESURES D'ATTÉNUATION

Un autre objectif de l'étude de l'ACÉ était d'examiner les moyens pour atténuer le problème. En tout 12 possibilités ont été examinées, comme l'addition de certaines matières (par ex., sélénium, substances minérales), l'élimination de la végétation avant l'inondation, et la gestion des ressources halieutiques. La plupart de ces mesures ont été considérées comme trop coûteuses, impraticables, ou inacceptables en raison des effets négatifs possibles sur l'environnement.

La gestion des ressources halieutiques était considérée comme la mesure la plus réaliste. Cette gestion comprenait les activités suivantes : conseils pour encourager la consommation des poissons non-prédateurs et des poissons de taille plus petite; compensations pour les pertes de la pêche commerciale; offre d'autres possibilités de pêche, par exemple par introduction de poissons dans des formations aquifères voisines où il n'y a pas de problème de mercure. L'efficacité de ces activités de gestion des ressources halieutiques dépendrait, en partie, de la durée prévue du problème causé par le mercure.

Références

1. Société d'énergie de la Baie James. 1983. Répercussions de la mise en eau des réservoirs de La Grande 2 et Opinaca sur la concentration de mercure dans les poissons.
2. Abernathy, A.R. et coll. 1985. Mercury Mobilization and Biomagnification Resulting from the Filling of a Piedmont Reservoir, Water Resources Research Institute, Clemson University, Clemson, Caroline du sud.
3. Jones, M.C. et coll. 1986. Mercury Release in Hydroelectric Reservoirs. Rapport pour l'Association canadienne d'électricité, CEA Nº 185G399.



CHAPITRE 6

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

CONCLUSIONS

1. Rien ne prouve que les sources anthropogènes de mercure sont une cause directe des concentrations élevées de mercure chez les poissons de la région visée par l'Accord.

Les sources anthropogènes possibles et connues de mercure à l'intérieur ou près de la région visée par l'Accord sont constituées par l'extraction minière et la fonderie. Des études dans le nord du Manitoba ont montré que l'effet du mercure provenant des résidus miniers ou des retombées atmosphériques de produits de fonderies se limitent à une petite zone au voisinage immédiat de ces sources. On en a donc conclu que ces secteurs n'étaient pas à l'origine des concentrations élevées de mercure chez les poissons, décelées dans la région visée par l'Accord.

On a également conclu que le mercure présent dans cette région provient de sources naturelles, et essentiellement de la roche de fond. Cette conclusion était fondée sur des études géologiques, qui ont montré que les roches volcaniques de la région visée par l'Accord renferment des concentrations élevées de mercure, comparativement à d'autres types de roche de la même région, et à des roches similaires dans d'autres parties du Canada.

2. Les concentrations de mercure du sol, des sédiments et de l'eau dans la région visée par l'Accord se situent dans les intervalles normaux correspondant à des régions non polluées.

Pratiquement toutes les concentrations de mercure dans les sédiments de la région visée par l'Accord se situaient dans l'intervalle des valeurs signalées pour les sédiments d'autres régions non polluées. Les concentrations de mercure dans le sol de la région visée par l'Accord se comparaient elles aussi favorablement aux concentrations des sols dans d'autres régions non polluées. Cependant, alors que les concentrations de mercure dans le sol étaient faibles, elles représentaient en moyenne environ trois fois les concentrations de mercure des sédiments du fond des lacs ayant la mise en eau.

Des expériences ont donc été effectuées pour déterminer s'il y avait perte de mercure dans les sols inondés. Les résultats ont montré qu'il n'y avait que peu ou pas du tout de variation importante de la concentration de mercure dans les sols inondés cinq ans après la mise en eau. Mais, l'interprétation des données était difficile en raison de la grande variabilité des concentrations de mercure du sol d'un site à l'autre et à l'intérieur d'un même site.

La mesure des concentrations de mercure dans l'eau a donné des résultats généralement inférieurs à la limite de détection. On a donc utilisé les concentrations de mercure dans le plancton pour obtenir une mesure relative des concentrations de mercure dans l'eau. On a constaté que les concentrations de mercure dans l'eau de réservoirs inondés étaient du même ordre de grandeur que celles décelées dans les lacs témoins de la région visée par l'Accord, et que celles d'autres réseaux non contaminés. Ainsi, il n'y a aucune preuve que l'inondation a entraîné une augmentation des concentrations de mercure dans l'eau de l'un quelconque des réservoirs étudiés.

3. Après la mise en eau, les concentrations de mercure chez les poissons des lacs situés le long du réseau de dérivation sont élevées par rapport aux directives canadiennes, aux concentrations avant la mise en eau, et aux concentrations de mercure chez les poissons d'autres lacs non inondés à l'intérieur de la région visée par l'Accord. Les concentrations de mercure chez les poissons varient également en fonction de l'espèce, de la taille, et du lac d'origine.

Les concentrations de mercure chez le doré et le brochet provenant des lacs le long du réseau de dérivation se situent généralement au-dessus de la limite canadienne pour le mercure présent chez les poissons vendus à des fins de consommation humaine au Canada (0.5 ppm). Dans certains lacs, les concentrations de mercure chez ces poissons sont trop élevées pour permettre leur vente sur quelque marché que ce soit. Contrairement au doré et au brochet, les concentrations de mercure chez le corégone, quel que soit le lac de dérivation, étaient inférieures à la limite canadienne.

Il n'existe qu'un nombre limité de données antérieures à la mise en eau pour les concentrations de mercure chez les poissons de la région visée par l'Accord; pratiquement toutes ces données proviennent du lac Southern Indian. L'analyse des données existantes sur les concentrations de mercure chez le corégone du lac Southern Indian a révélé une augmentation sensible immédiatement après la mise en eau, suivie de baisses notables dans la majeure partie du lac de 1978-1979 à 1982. Les concentrations de mercure après 1982 étaient du même ordre de grandeur que les valeurs mesurées en 1975 (avant la mise en eau).

L'analyse des données existantes pour le brochet et le doré du lac Southern Indian laisse supposer qu'il y a eu aussi augmentation de la concentration de mercure chez ces poissons après la mise en eau. Cependant, contrairement au corégone, cette augmentation n'a pas été suivie d'une baisse. Les concentrations de mercure chez le brochet semblent avoir augmenté régulièrement pendant la période postérieure à la mise en eau, mais chez le doré la concentration s'est maintenue à un niveau stable. Après la mise en eau, aucune autre évolution caractéristique ne s'est manifestée chez les poissons des autres lacs échantillonnés.

Après la mise en eau, les concentrations de mercure chez les poissons provenant des lacs inondés le long du réseau de dérivation étaient supérieures à celles des poissons de lacs voisins, mais non inondés. Ces fortes concentrations ne semblaient liées à aucune concentration naturelle supérieure de mercure.

Les concentrations de mercure chez les espèces piscivores (brochet et doré) étaient supérieures à celles des poissons non piscivores (corégone). Chez une même espèce, les poissons plus vieux, généralement plus grands, renfermaient des concentrations de mercure plus élevées que les poissons plus jeunes, plus petits.

4. Les concentrations de mercure chez la majeure partie des personnes ayant passé les analyses dans la région visée par l'Accord se situaient dans l'intervalle normal de 0 à 20 parties par milliard (ppb) dans le sang. Cependant, en raison de la sensibilité du foetus à l'empoisonnement au mercure, on s'inquiète du fait qu'un certain nombre de femmes en âge de procréer accusaient des concentrations de mercure dépassant 20 ppb, limite en dessous de laquelle on considère généralement qu'il n'y a aucun danger.

Un programme d'analyses pour le mercure à titre volontaire a été proposé pendant la dernière décennie à six communautés autochtones, situés à l'intérieur ou près de la région visée par l'Accord, comprenant South Indian Lake et Nelson House. La majeure partie des personnes de South Indian Lake accusaient chaque année des concentrations normales de mercure, excepté en 1979, où la plupart des personnes présentaient des concentrations se situant entre 20 et 99 ppb. La majeure partie des personnes ayant passé les analyses à Nelson House présentaient elles aussi des concentrations normales de mercure à chaque année, excepté en 1978, où la majorité accusaient des concentrations se situant entre 20 et 99 ppb.

Une comparaison des concentrations de mercure entre les six communautés autochtones a révélé que c'est South Indian Lake, suivie de Nelson House, qui présentait les plus fortes concentrations de mercure. York Landing et Split Lake présentaient des concentrations intermédiaires, bien inférieures à celles de Nelson House et de South Indian Lake. Cross Lake et Norway House comptaient les valeurs les plus faibles, bien inférieures à celles de York Landing et de Split Lake.

Une étude comparative a également été effectuée avec cinq communautés de l'Ontario et du Québec, dont les valeurs signalées étaient parmi les plus élevées au Canada. Le pourcentage d'échantillons au-dessus de 99 ppb dans ces communautés était sensiblement plus élevé que celui des six communautés du Manitoba. Cependant, en ce qui concerne le pourcentage des échantillons au-dessus de 20 ppb, deux communautés du Manitoba, South Indian Lake et Nelson House, se situaient dans le même intervalle que les cinq communautés du Québec et de l'Ontario.

Parmi tous les échantillons prélevés pour le mercure chez des femmes en âge de procréer à Nelson House et à South Indian Lake, on a obtenu respectivement une valeur de 150 ppb et une autre de 125 ppb. De plus, un certain nombre d'échantillons se situaient dans l'intervalle à risque de 20 à 99 ppb. Ces résultats sont plutôt préoccupants.

5. Les concentrations de mercure chez le vison et la loutre (mammifères qui se nourissent de poissons) de la région visée par l'Accord sont élevées comparativement à d'autres régions du Manitoba, mais elles se situent en dessous des niveaux toxiques.

Les concentrations de mercure chez le vison de la région du lac Southern Indian n'étaient pas bien différentes de celles de la région de Nelson House, mais dans les deux régions elles étaient supérieures à celles de la région de Split Lake. Aucune conclusion n'a pu être tirée en ce qui concerne l'évolution caractéristique à long terme, en raison du manque de données régulières en fonction du temps.

6. Les concentrations élevées de mercure chez les poissons provenant des lacs de la dérivation, étaient dues à l'augmentation du taux de production de méthylmercure. La production nette de méthylmercure dans l'environnement aquatique est régie par des processus bactériens.

Le méthylmercure est la forme prédominante sous laquelle on trouve le mercure chez les poissons. Le méthylmercure est produit (méthylation) et détruit (déméthylation) par diverses bactéries. Les modifications physiques, chimiques et biologiques qui se sont produites après la dérivation ont influé sur le bilan de méthylation et de déméthylation dans la communauté bactérienne. L'effet net de ces changements a été une augmentation de la quantité de méthylmercure.

La production nette de méthylmercure est régie par les taux relatifs de méthylation et de déméthylation (c'est-à-dire le rapport méthylation/déméthylation). Pendant la période d'échantillonnage, on a observé une évolution saisonnière caractéristique des taux de méthylation. La possibilité d'une évolution caractéristique saisonnière était moins évidente pour les taux de déméthylation. L'effet combiné sur le rapport méthylation/déméthylation a été de produire une évolution saisonnière à pics élevés, les rapports les plus grands se situant à la fin de juillet et en août dans tous les lacs et réservoirs étudiés.

Les taux de méthylation étaient généralement beaucoup plus élevés dans les régions inondées que dans celles de sédiments lacustres naturels, non inondés. Les taux de déméthylation sur terrain inondé étaient soit égaux soit inférieurs aux taux sur terrain non inondé. Les rapports méthylation/déméthylation étaient donc eux aussi plus élevés dans les régions inondées que dans les zones non inondées, dépassant même généralement les taux de méthylation seuls.

De fortes corrélations positives ont été obtenues entre les taux de méthylation et les concentrations de mercure chez de petits poissons échantillonnés dans un certain nombre de lacs de la région visée par l'Accord (on a échantillonné les petits poissons, car ce sont eux qui reflètent le mieux les conditions locales à chaque endroit). Il est également intéressant de noter que la période où les taux de méthylation et les rapports de méthylation/déméthylation étaient les plus élevés, coïncidait avec la période d'absorption la plus rapide de mercure chez les poissons.

L'importance de deux des principaux résultats obtenus dans le cadre de l'Accord devient évidente lorsqu'on les place l'un à côté de l'autre : 1) il existe une forte corrélation entre les concentrations de mercure chez les poissons et les taux de production de méthylmercure et 2) les taux de production de méthylmercure sont les plus élevés dans les régions où le terrain est inondé. Ensemble, ces deux résultats expliquent pourquoi ce sont les lacs à l'intérieur de la région visée par l'Accord, les plus touchés par l'inondation, qui renfermaient les poissons présentant les concentrations de mercure les plus élevées.

Le méthylmercure qui a été produit par la communauté bactérienne est éventuellement absorbé par les poissons, soit directement à partir de l'eau à travers les branchies, soit par la nourriture, ou encore par les deux voies. Les efforts déployés dans le cadre de l'Accord pour arriver à déterminer l'importance du transfert du mercure par la chaine alimentaire n'ont malheureusement pas été fructueux.

7. Le facteur le plus important qui influe sur le taux net de production de méthylmercure est la quantité et le type de matériaux inondés.

Des expériences en laboratoire et sur le terrain ont révélé que la mousse, la tourbe, l'épinette noire, le gazon de prairie et les algues d'eau douce activaient tous la production de méthylmercure. L'activation de la production de méthylmercure par une variété si grande de matières organiques montre que l'effet de l'inondation sur les concentrations de mercure chez les poissons est une réaction générale qui ne se limite pas aux régions de forêt boréale.

On a également observé que, au moins dans le cas des matières à base de tourbe et de mousse, l'effet activateur était cumulatif. Une quantité double de matière organique ajoutée entrainait une accumulation double de la quantité de mercure chez les poissons. La capacité d'activation de la bioaccumulation du mercure chez les poissons par les matières organiques était variable, par exemple les branches d'épinette noire augmentaient les concentrations de mercure chez les poissons de façon plus efficace que les matériaux à base de tourbe et de mousse.

Certains indices laissaient supposer qu'à court terme, la mousse pouvait inhiber la méthylation. Cette inhibition est peut-être de courte durée, car à mesure que la mousse se décompose et qu'elle est utilisée comme agent nutritif par les microbiocénoses, le mercure fixé peut être libéré et méthylé.

8. La concentration d'oxygène au site de méthylation était le plus important des facteurs environnementaux évalués pour leur effet sur les taux de méthylation.

Les expériences en laboratoire ont montré que la production nette de méthylmercure était plus élevée lorsque les concentrations d'oxygène étaient très faibles. Les concentrations les plus basses d'oxygène dans la région visée par l'Accord se retrouvaient dans l'eau de fond du réservoir Notigi pendant la période de remplissage (1974-1976). Cependant, les conditions se sont améliorées et, à l'exception du lac Issett, il n'y a généralement pas de faible concentration d'oxygène dans la région visée par l'Accord. La faible concentration d'oxygène au fond du lac Issett suffit à expliquer le taux de méthylation beaucoup plus élevé à cet endroit.

Parmi les autres facteurs qui ont été étudiés pour évaluer leur effet sur la production de méthylmercure, on peut citer les sédiments, la température, le pH, et la quantité disponible de mercure. Il est intéressant de remarquer que la quantité disponible de mercure pour la méthylation ne semblait pas être le seul facteur décisif pour l'accumulation de mercure dans l'appareil musculaire des poissons.

9. Il faudra peut-être des décennies pour que les taux nets de méthylation du mercure et les concentrations de mercure chez les poissons retrouvent leurs valeurs antérieures à la mise en eau dans les réservoirs du nord.

Les taux de méthylation ont été mesurés dans une région du lac Southern Indian entre 1982 et 1985 (environ 10 ans après la mise en eau du réservoir). Rien n'indique qu'il y avait baisse des taux de méthylation sur terrain inondé, comparativement aux taux sur fond lacustre naturel, non inondé. La persistance de taux élevés de méthylation a également été révélée par une comparaison entre les taux de méthylation dans les réservoirs et dans les lacs naturels. L'âge des réservoirs était variable, le plus vieux ayant 42 ans. Les taux de méthylation mesurés dans les zones de terrain inondé des réservoirs étaient tous élevés par rapport aux zones lacustres naturelles, non inondées.

Le temps nécessaire pour que les taux de méthylation retrouvent leurs valeurs antérieures à la mise en eau semble dépendre du type de végétation inondée lors de la formation du réservoir. Les taux de méthylation et les concentrations de mercure chez les poissons étaient faibles dans le lac Cedar qui a été inondé il y a 20 ans. Ce lac, situé à 200 km au sud de la région visée par l'Accord, se trouvait dans une zone de marais et non de forêt boréale. La charge beaucoup plus faible d'agents nutritifs provenant des matières inondées, et leur dégradabilité apparemment plus élevée pourraient expliquer la durée relativement courte du problème du mercure dans ce lac.

10. La concentration élevée de mercure chez les poissons après la mise en eau d'un réservoir est un problème très général. De nombreux facteurs semblent influer sur les concentrations de mercure, ce qui rend impossible la prévision de la gravité du problème pour un réservoir donné, surtout s'il n'existe aucune information antérieure pour la même région.

Deux autres études ont été terminées récemment, donnant les valeurs, avant et après la mise en eau, des concentrations de mercure chez les poissons, l'une dans le nord du Québec, et l'autre en Caroline du Sud (États-Unis). Dans les deux cas, les concentrations du mercure chez les poissons ont augmenté de façon importante après la mise en eau.

Une autre étude récemment achevée, visait à évaluer le risque des problèmes causés par le mercure dans différents réservoirs du Canada. On s'est surtout intéressé à examiner les facteurs qui différaient d'un réservoir à l'autre, plutôt que les facteurs qui variaient en raison de l'inondation. Aucune différence physique ou chimique entre ces réservoirs ne pouvait expliquer les écarts dans les concentrations de mercure chez les poissons après la mise en eau.

RECOMMANDATIONS

1. Il est proposé que les résultats de l'Accord Canada-Manitoba sur l'étude et la surveillance de la pollution par le mercure dans le réseau de dérivation du fleuve Churchill soit rendus accessibles à l'audience la plus large possible.

Il faudra particulièrement s'attacher à informer les habitants de la région visée par l'Accord, et particulièrement ceux de South Indian Lake et de Nelson House (le programme d'analyses en cours pour le mercure dans ces communautés représente un des moyens pour diffuser cette information).

2. Il est proposé qu'en plus du programme en cours, de surveillance de la pêche commerciale, l'analyse régulière des poissons revêtant une importance particulière pour la pêche domestique et sportive, soit poursuivie jusqu'à ce que les concentrations de mercure atteignent des valeurs acceptables.

3. Il est proposé que des opérations de gestion halieutique soient mises en oeuvre à l'échelle la plus étendue possible, comme moyen pour atténuer le problème du mercure.

Cette gestion des poissons comprend les démarches suivantes : proposition en faveur de la consommation d'espèces de poissons non prédatrices et de petite taille seulement; compensation pour toute perte dans le secteur de la pêche commerciale; solutions de remplacement en ce qui concerne les possibilités de pêche. D'autres mesures correctives sont considérées comme trop coûteuses, non applicables, ou inacceptables en raison des effets négatifs possibles sur l'Environnement.

4. Il est proposé que, dans la planification et la prévision des coûts des réservoirs, on tienne compte explicitement des concentrations élevées de mercure après la mise en eau.

La surveillance des concentrations de mercure chez les poissons avant la mise en eau, dans la région où l'aménagement est planifié, doit constituer une partie intégrante de la planification. Des études supplémentaires sur les facteurs régissant les taux nets de méthylation, permettraient de mieux définir et évaluer la période de concentration élevée de mercure chez les poissons et, par conséquent, de déterminer plus facilement le coût ultime du problème inhérent au mercure.

GLOSSAIRE

ACCORD RELATIF AUX CRUES DANS LE NORD - accord quadripartite signé en 1977 pour garantir à toutes les personnes ayant été affectées par le projet d'aménagement hydroélectrique lac Winnipeg – Churchill-Nelson un traitement honnête et équitable.

ACTIVITÉ MASSIQUE - pour un échantillon d'élément ou de composé radioactifs, l'activité massique est la mesure de la proportion de l'élément qui se trouve sous forme **radioactive (isotope)**. Les unités représentent la radioactivité par unité de masse de l'élément dans l'échantillon.

AÉROBIE - vivant ou actif en présence d'oxygène libre.

AGENT NUTRITIF - toute substance qui active la croissance d'un **organisme** vivant, ou qui lui fournit de l'énergie.

ANAÉROBIE - vivant ou actif en l'absence d'oxygène libre.

ANALYSE DE RÉGRESSION - relation entre deux ou plusieurs variables liées par une corrélation, souvent déterminée à partir de certaines données, et utilisée pour prévoir les valeurs de l'une des variables lorsque les valeurs des autres sont connues.

ANOXIQUE - manquant d'oxygène.

ANTHROPOGÈNE - dû aux activités humaines.

BENTHIQUE - relatif au benthos.

BENTHOS - ensemble d'**organismes** qui vit sur le fond de formations aquifères, ou à l'intérieur de celles-ci.

BIOACCUMULATION - concentration croissante d'une substance (p. ex., le mercure) en remontant la chaîne alimentaire.

CHLOROPHYLLE - un des pigments verts présents dans les cellules végétales, qui est indispensable pour l'utilisation de l'énergie de la lumière dans la photosynthèse.

CLHORURE MERCURIQUE - une des formes **minérales** du mercure.

CORRÉLATION - étude de la variation simultanée de deux ou plusieurs variables. Si une variable (p. ex., la concentration de mercure) augmente à mesure que l'autre augmente (p. ex., la taille du poisson), ou diminue lorsque l'autre diminue, on dit qu'il y a une corrélation positive.

DÉMÉTHYLATION - transformation d'un type de composé chimique en un autre, par élimination du groupe méthyle ($-CH_3$). L'inverse est appelée méthylation.

GLACIO-LACUSTRE - relatif à un lac, dont toute l'eau ou la majeure partie de l'eau provient de la fusion d'un glacier.

ISOTOPE - l'un des atomes d'une série chimiquement identique. Un isotope radioactif du mercure a servi à suivre le déplacement du mercure à travers la chaîne alimentaire.

LIMNOPARCS - grands enclos permettant d'isoler une masse aquifère bien définie d'une étendue d'eau plus vaste. Les limnoparcs utilisés avaient à peu près un diamètre de 10 m et une profondeur de 3 à 4 m.

MERCURE - élément chimique qui se trouve dans la nature. Il peut exister sous trois formes différentes : comme élément pur, soit un liquide blanc argent souvent utilisé dans les thermomètres; sous forme minérale, comme le sulfure mercurique (HgS), présent dans la roche de fond; et sous forme **organique**, comme le méthylmercure (CH_3Hg-), présent chez les poissons.

MÉTHYLATION - conversion d'un type de composé chimique en un autre, par addition ou incorporation du groupe méthyle ($-CH_3$); par ex. conversion du mercure **minéral** en **méthylmercure**.

MÉTHYLMERCURE - forme **organique** du mercure, contenant le groupe méthyle ($-CH_3$). Il a une forte affinité pour les tissus animaux, et se concentre en remontant la chaîne alimentaire. Le nom correct est ion de méthylmercure (CH_3Hg^+), mais pour simplifier on l'appelle méthylmercure dans le présent rapport.

MICROBES - très petits **organismes**.

MICROBIEN - relatif aux microbes.

MINÉRAL - non **organique**; ne renfermant pas de carbone, ni de composés du carbone (sauf quelques exceptions).

ORGANIQUE - relatif à des **organismes** vivants, ou qui en dérive.

ORGANISME - être vivant.

PERGÉLISOL - sol qui est gelé en permanence.

pH - mesure de l'acidité ou de l'alcalinité d'un liquide. Les valeurs de pH varient de 0 (très acide) à 14 (très alcalin), un pH de 7 correspondant à une solution neutre.

PISCIVORE - qui se nourrit de poissons.

PLANCTON - vie animale et végétale flottant de façon passive ou nageant faiblement dans une formation aqueuse, et constituée principalement de végétaux et d'animaux minuscules ne possédant qu'une faible puissance de déplacement.

RADIOACTIF - la radioactivité est la propriété d'**isotopes** instables de certains éléments, qui se désintègrent en émettant des radiations.

SUBSTRAT (OU SUPPORT) - milieu d'**agent nutritif** pour les bactéries.

TAUX SPÉCIFIQUE - pourcentage d'ion mercurique méthylé ou d'ion méthylmercure déméthylé.

VOLCANIQUE - produit par un volcan.

ZOOPLANCTON - vie animale du **plancton**.

LISTE DES ANNEXES TECHNIQUES

1. Mercury in Water and Sediments in the Churchill and Nelson Rivers, Manitoba, Canada
   par D.A. Williamson

2. Survey of Existing Data on Levels and Sources of Mercury Within the Region Covered by the Canada-Manitoba Mercury Agreement.
   par W.F. Rannie et E. Punter

3. Mercury Availability, Mobilization and Methylation in the Churchill River Diversion Area.
   par R.A. Bodaly, R.E. Hecky, et P.S. Ramlal

4. Mercury Content of Soil, Lake Sediment, Net Plankton, Vegetation, and Forage Fish in the Area of the Churchill River Diversion, Manitoba, 1981-82.
   par R.A. Bodaly, N.E. Strange, R.E. Hecky, R.J. Fudge et C. Anema

5. Mercury Methylation and Demethylation Studies at Southern Indian Lake, Manitoba, 1981-1983.
   par P.S. Ramlal, C. Anema, A. Furutani, R.E. Hecky et J.W.M. Rudd

6. Enhancement of Mercury Bioaccumulation in Fish by Flooded Terrestrial Materials in Experimental Ecosystems.
   par R.E. Hecky, R.A. Bodaly, D.J. Ramsey et N.E. Strange

7. Mercury Bioaccumulation in Yellow Perch in Limnocorrals Simulating the Effects of Reservoir Formation.
   par R.E. Hecky, R.A. Bodaly, N.E. Strange, D.J. Ramsey, C. Anema et R.J.P. Fudge

8. Methylation, Demethylation, and Bioaccumulation of Mercury in Lakes and Reservoirs of Northern Manitoba, with Particular Reference to Effects of Environmental Changes caused by the Churchill-Nelson River Diversion.
   par T.A. Jackson

9. Evolution of Limnological Conditions, Microbial Methylation of Mercury and Mercury Concentrations in Fish in Reservoirs of Northern Manitoba.
   par R.E. Hecky, R.A. Bodaly, D.J. Ramsey, P.S. Ramlal et N.E. Strange

10. Limnological Data for the Southern Indian Lake and Notigi Reservoirs.
    par R.E. Hecky, R.A. Bodaly, D.J. Ramsey, P.S. Ramlal et N.E. Strange

11. Shoreline Evolution in the Southern Indian Lake Reservoir.
    par G.K. McCullough

12. Measurements of Mercury Methylation Balance in Relation to Concentrations of Total Mercury in Northern Manitoba Reservoirs and their use in Predicting the Duration of Fish Mercury Problems in New Reservoirs.
    par D.J. Ramsey et P.S. Ramlal

13. Measurement of Rates of Production and Degradation of Methyl Mercury and Concentrations of Total Mercury in Southern Indian Lake, and Granville Lake, Manitoba; Results of Survey Conducted in July and August, 1985.
    par D.J. Ramsey et P.S. Ramlal

14. Methods and Results for Mercury in Large Fish from Southern Indian Lake and Isset Lake, 1975-85.
    par R.A. Bodaly et N.E. Strange

15. Mercury in Mink, Otter, and Small Mammals from the Churchill River Diversion, Manitoba.
    par E. Kucera

16. Mercury Data from Inspected Commercial Shipments of Fish from the Churchill River Diversion Area in Manitoba.
    par Direction générale des services d'inspection, Pêches et Océans Canada.

17. Total Mercury Concentrations in Large Fish from Lakes on the Churchill River Diversion and Nelson River.
    par A.J. Derksen et D.J. Green

18. Mercury in Hair of Native People
    par Direction générale des services médicaux, Santé et Bien-être social Canada.

LISTE DES PARTICIPANTS À L'ACCORD

Comité directeur

N.B. Brandson	Environnement, Sécurité et Hygiène du travail, 1982–1987
M. Morelli	Environnement, Sécurité et Hygiène du travail, 1982–1987
F.J.O. Josephson	Pêches et Océans, 1982–1987
D. Kimmett	Environnement Canada, 1982–1985
R.A. Hale	Environnement Canada, 1985–1987

Comité consultatif technique

V. Chacko	Environnement Canada, 1983–1987
E. Ongley	Environnement Canada, 1983–1985
J. Mathias	Pêches et Océans, 1983–1987
S. Law	Pêches et Océans, 1983–1987
R. Webster	Santé et Bien-être social Canada, 1984–1987
J. O'Conner	Ressources naturelles, 1983–1987
M. Shoesmith	Ressources naturelles, 1983–1985
A. Beck	Environnement, Sécurité et Hygiène du travail, 1983–1987
D. Brown	Environnement, Sécurité et Hygiène du travail. 1983–1987
P. Warner	Santé Manitoba, 1984–1986
N. Rihal	Santé Manitoba, 1986–1987

Chefs de projets

D. Williamson	Environnement, Sécurité et Hygiène du travail, 1982–1987
R.A. Bodaly	Pêches et Océans, 1982–1987
R.E. Hecky	Pêches et Océans, 1982–1987
T. Jackson	Environnement Canada, 1982–1987
W. Warwick	Environnement Canada, 1982–1987
E. Kucera	Environnement, Sécurité et Hygiène du travail, 1982–1987
G. McGregor	Pêches et Océans, 1982–1987
A. Derksen	Ressources naturelles, 1982–1987
B. Young	Santé et Bien-être social Canada, 1982–1984
B. Stiff	Santé et Bien-être social Canada, 1984–1987

Rédaction

A. Blouw	Pêches et Océans, 1986–1987
L. Taite	Pêches et Océans, 1986–1987

Coordonnateur pour l'Accord

L. McKerness	1983–1987

PHOTOGRAPHIES

Couverture

1. Pêcheur
   Ministère des pêches et Océans
2. Amérindiens
   Province du Manitoba
3. Lac Southern Indian
   Ministère des Pêches et Océans

Chapitre 1

1. Barrage de régulation Missi (1980)
   Ministère des pêches et Océans
2. Avant l'inondation
   Ministère des Pêches et Océans
3. Après l'inondation (1978)
   Ministère des Pêches et Océans

Chapitre 2

1. Brochet et doré
   Ministère des Pêches et Océans
2. Corégone
   Ministère des Pêches et Océans
3. Pêche commerciale (1979)
   Lac Southern Indian
   Ministère des Pêches et Océans

Chapitre 3

1. Limnoparc (1984)
   Comité des inondations dans le Nord
2. Ramassage de mousse pour les limnoparcs
   Expériences (1984)
   Lac Southern Indian
   Ministère des Pêches et Océans
3. Vue aérienne des limnoparcs
   Ministère des Pêches et Océans

Chapitre 4

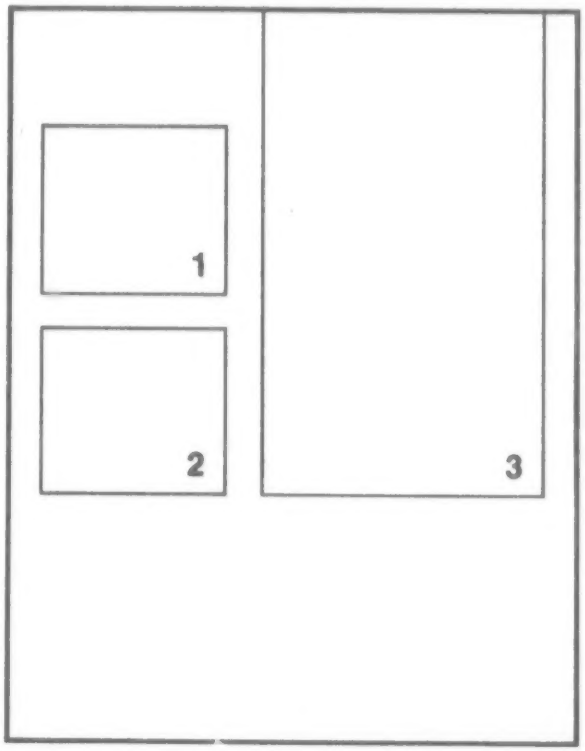
1. Analyse des cheveux pour le mercure
   Nelson House (1984)
   Santé et Bien-être social Canada
2. Vison
   Canards illimités
3. Le gagnant du concours de coloriage
   Wesley Ducharme

Chapitre 5

1. Rivière Burntwood (1985)
   Hydro-Manitoba
2. Lac Cedar (1985)
   Agassiz North Association
3. Lac Split (1981)
   Hydro-Manitoba

Chapitre 6

1. Nelson House
   Hydro-Manitoba
2. South Indian Lake (1976)
   Comité des inondations dans le Nord
3. Lac Wuskwatim (1981)
   Hydro-Manitoba



MAPS
NOT
FILMED

CARTES
OMISES